



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias

**Conectividad del Paisaje y Corredores
de Hábitat en la
Sierra de Quila Jalisco, México**

**Tesis
que para obtener el grado de
Maestra en Ciencias en
Biosistemática y Manejo de
Recursos Naturales y Agrícolas**

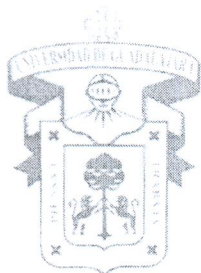
**Presenta
Rosaura Avila Coria**

**DIRECTOR
Dr. Miguel Ángel Muñiz Castro**

**CODIRECTOR
Dr. Raymundo Villavicencio Garcia**

Zapopan, Jalisco

Enero de 2017



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias

Conectividad del Paisaje y Corredores de Hábitat en la
Sierra de Quila Jalisco, México

Por

Rosaura Avila Coria

Maestría en Ciencias en Biosistemática y Manejo de Recursos
Naturales y Agrícolas

Aprobado por:

Dr. Miguel Ángel Muñiz Castro
Director de Tesis e integrante del jurado

10/01/2017
Fecha

Dr. Raymundo Villavicencio García
Codirector de Tesis e integrante del jurado

10/01/2017
Fecha

Dr. Eduardo Javier Treviño Garza
Codirector externo de Tesis e integrante del jurado

09/01/2017
Fecha

Dr. José Ariel Ruiz Corral
Sinodal del Comité Particular e integrante del jurado

09/01/2017
Fecha

Dr. Miguel Vásquez Bolaños
Sinodal del Comité Particular e integrante del jurado

10 de enero 2017
Fecha

DEDICATORIAS

A Dios por permitirme lograr esta meta en mi vida

A mis padres por su gran apoyo

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por otorgarme la beca que hizo posible la realización de mis estudios.

A la Universidad de Guadalajara, en especial al Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias y al Comité Regional de Protección, Promoción y Fomento de los Recursos Naturales de la Sierra de Quila A. C. por su apoyo y financiamiento (recursos P3E2014 y del POA-2014).

Al Ing. Eleno Félix Fregoso y el Departamento de Producción Forestal por permitirme desarrollar esta investigación y las facilidades de logística e infraestructura necesaria para llevar a cabo este estudio.

Al Dr. Miguel Ángel Muñiz Castro por aceptar ser parte de este proyecto, por su disposición y por sus valiosas y acertadas aportaciones.

Al Dr. Raymundo Villavicencio García por darme la oportunidad de realizar este trabajo, por su disposición, enseñanzas, apoyo, confianza y orientación en la presente investigación.

Al Dr. Eduardo Treviño Garza por su disponibilidad, apoyo y valiosa asesoría en esta investigación.

A los Doctores José Ariel Ruiz Corral y Miguel Vásquez Bolaños, por su apoyo en la finalización de mis estudios y acertados comentarios.

A la Dra. Patricia Zarazúa Villaseñor por su apoyo y gestión durante la maestría Muchas gracias.

A los ingenieros Alejandro López Vázquez y Vicente Jiménez Sánchez, ex director y director del Área Natural Protegida, por su apoyo e interés en la realización de este proyecto.

Al Dr. Sergio Guerrero Vázquez, Ing. Rafael Hernández García y al Mc. Antonio Mora Santacruz por su asesoría en este estudio.

A la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) a través de la Subcoordinadora de Información y Análisis; Dirección General de Análisis y Prioridades por la información proporcionada de bases de datos sobre los registros de mamíferos: *Leopardus pardalis* y *Odocoileus virginianus* del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB) de la CONABIO.

A la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) a través de la Gerencia de Inventario Forestal y Geomática por la información proporcionada del Inventario Nacional Forestal y Suelos (INFyS).

Al Dr. Miguel Briones y Natalia Martín Regalado del CIIDIR Oaxaca, por proporcionar información de puntos georreferenciados de registros de *L. pardalis* y *O. virginianus*

Al Sr. Efrén Jiménez Luquín y Sr. Rafael Sevilla Leal por su orientación y apoyo durante los recorridos de campo.

A los estudiantes y prestadores de servicio social Esteban Hernández Martínez, Luis Vicente Jiménez Plascito y Jorge Castillo Dueñas, por su apoyo logístico y trabajo de campo.

ÍNDICE

ÍNDICE	I
ÍNDICE DE TABLAS	V
ÍNDICE DE FIGURAS	VIII
1 RESUMEN	XIII
2 ABSTRACT	XV
3 INTRODUCCIÓN	1
4 ANTECEDENTES	4
4.1 CLASIFICACIÓN DE IMÁGENES Y MAPEO DE COBERTURAS VEGETALES	4
4.2 ECOLOGÍA E ÍNDICES DEL PAISAJE.....	8
4.2.1 Fragmentación de la cobertura forestal	12
4.2.2 Conectividad de la cobertura forestal.....	15
4.3 CORREDORES DE HÁBITAT	19
4.4 ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS	25
4.5 DESCRIPCIÓN DE ESPECIES DE FAUNA	28
4.5.1 Descripción del ocelote	28
4.5.2 Descripción del venado cola blanca.....	31
5 OBJETIVO	37
5.1 OBJETIVO GENERAL	37
5.2 OBJETIVOS PARTICULARES.....	37
6 MATERIALES Y MÉTODOS	38
6.1 LOCALIZACIÓN Y DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	38
6.1.1 Clima	40
6.1.2 Hidrología.....	40
6.1.3 Suelos	40
6.1.4 Vegetación y otros usos del suelo	41
6.1.5 Fauna	45
6.2 CLASIFICACIÓN DE IMÁGENES SATELITALES	47

6.2.1	Proceso preliminar (o Pre-proceso) de imágenes.....	48
6.2.1.1	Corrección geométrica.....	50
6.2.1.2	Corrección topográfica.....	50
6.2.2	Clasificación automática.....	52
6.2.2.1	Definición de tipos de coberturas.....	53
6.2.2.2	Definición de áreas de entrenamiento.....	55
6.2.2.3	Método de Clasificación.....	57
6.2.2.4	Evaluación de la exactitud.....	57
6.3	ÍNDICES DE ECOLOGÍA DEL PAISAJE.....	59
6.3.1	Medidas de área.....	60
6.3.1.1	Área total del paisaje (TLA-Total Landscape Area).....	60
6.3.1.2	Área total de parche (CA-Class Area).....	61
6.3.2	Medidas de composición.....	61
6.3.2.1	Número de parches (NUMP-Number of Patches).....	61
6.3.2.2	Tamaño promedio de parches (MPS-Mean Patch Size).....	61
6.3.2.3	Tamaño medio cuadrático de los parches (TCP).....	62
6.3.2.4	Densidad de parches (PD-Patch Density).....	62
6.3.2.5	Índice de fragmentación (F-Fragmentation).....	62
6.3.3	Medidas de borde.....	63
6.3.3.1	Longitud de bordes (TE-Total Edge).....	63
6.3.4	Medidas de forma.....	63
6.3.4.1	Índice promedio de forma (MSI-Mean Shape Index).....	63
6.3.4.2	Índice de forma ponderado por tamaño de parche (IFP).....	64
6.3.4.3	Promedio de la proporción Perímetro-Área (MPAR-Mean Perimeter-Area Ratio)	64
6.3.5	Medidas de configuración.....	65
6.3.5.1	Índice de dispersión (R_c).....	65
6.3.6	Medidas de diversidad.....	65
6.3.6.1	Índice de diversidad de Shannon (SDI-Shannon's Diversity Index).....	65
6.3.7	Índice de conectividad.....	66
6.3.7.1	Área mínima de elementos de hábitat.....	69

6.3.7.2	Distancias de dispersión del ocelote y venado cola blanca.....	71
6.4	CORREDORES DE HÁBITAT	73
6.4.1	Definición de zonas de enlace	74
6.4.2	Modelación del hábitat idóneo	76
6.4.2.1	Variables de modelación.....	76
6.4.2.2	Colecta de registros georreferenciados de ocelote y venado cola blanca	77
6.4.2.3	Proceso de modelación	78
6.4.3	Modelación de corredores	81
7	RESULTADOS.....	83
7.1	CLASIFICACIÓN DE IMÁGENES SATELITALES	83
7.1.1	Clasificación automática supervisada	83
7.1.2	Evaluación de la precisión de la clasificación.....	84
7.1.3	Tipos de uso de suelo y vegetación.....	85
7.2	MÉTRICAS DE FRAGMENTACIÓN	89
7.2.1	A nivel de paisaje	89
7.2.2	A nivel de clases.....	89
7.2.2.1	Medidas de área	89
7.2.2.2	Medidas de composición	91
7.2.2.3	Medidas de borde.....	92
7.2.2.4	Medidas de forma	93
7.2.2.5	Medidas de configuración.....	95
7.3	MÉTRICA DE CONECTIVIDAD.....	100
7.3.1	Índice Integral de Conectividad (IIC) para ocelote.....	101
7.3.2	Índice Integral de Conectividad (IIC) para venado cola blanca.....	111
7.4	CORREDORES DE HÁBITAT	119
7.4.1	Obtención de registros de las especies	120
7.4.2	Modelación de hábitat idóneo para ocelote y venado cola blanca	123
7.4.3	Identificación de corredores de hábitat para el ocelote	131
7.4.4	Identificación de corredores de hábitat para el venado cola blanca.....	145
8	DISCUSIÓN.....	158

8.1	CLASIFICACIÓN DE IMÁGENES SATELITALES	158
8.2	ÍNDICES DE ECOLOGÍA DEL PAISAJE.....	161
8.3	CORREDORES DE HÁBITAT	172
9	CONCLUSIONES.....	184
10	LITERATURA CITADA	188

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Valores de los límites de longitud de onda por cada banda espectral del sensor Landsat 8 OLI.....	6
Tabla 2. Categorías y superficie de las Áreas Naturales Protegidas en México.	25
Tabla 3. Subespecies de <i>O. virginianus</i> representadas en territorio nacional.	32
Tabla 4. Número de familias, géneros y especies de la fauna asociada a las áreas protegidas incluidas en el área de estudio.	47
Tabla 5. Definición de clases de cobertura para la clasificación de imágenes satelitales a partir de la nomenclatura de carta de uso de suelo y vegetación de la serie V de INEGI.....	53
Tabla 6. Clases de coberturas de uso de suelo y vegetación definidos para la clasificación del área de estudio.	56
Tabla 7. Criterios e indicadores ecológicos para el análisis de la fragmentación y conectividad forestal.	60
Tabla 8. Ámbito hogareño, distancias de desplazamiento mínimo y máximo para ocelote y venado cola blanca; la distancia de desplazamiento atribuido se refiere a la mediana de la distancia de desplazamiento citado.....	72
Tabla 9. Colecta de puntos georreferenciados de Ocelote y Venado cola Blanca en México. .	78
Tabla 10. Variable Uso de Suelo y Vegetación.....	79
Tabla 11. Variable Altitud.....	80
Tabla 12. Variable Topografía.	80
Tabla 13. Variable Distancia a carreteras pavimentadas.....	80
Tabla 14. Distancia a zonas urbanas.	80
Tabla 15. Tipo y número de áreas de entrenamiento por clase de cobertura.	84
Tabla 16. Matriz de confusión: distribución de puntos de verificación clasificados como correctos por tipo de cobertura (diagonal resaltada en gris).....	85
Tabla 17. Tipo y relación porcentual del uso del suelo y vegetación del área de estudio.....	86
Tabla 18. Valores de las métricas de composición por tipo de cobertura.	92
Tabla 19. Valores de las métricas de forma.	94
Tabla 20. Numero de parches y superficies de los valores de conectividades global, intra, flux y connector para el ocelote.	111

Tabla 21. Numero de parches y superficies de los valores de conectividad global, intra, flux y connector para el venado cola blanca.	119
Tabla 22. Variable Uso de Suelo y Vegetación. Registros a nivel nacional utilizando la cartografía de uso del suelo y vegetación, escala 1:250,000 de la Serie V (2011) de INEGI.	121
Tabla 23. Variable Altitud. Registros a nivel nacional utilizando el modelo nacional continuo de elevaciones mexicano 3.0 con resolución de 30 m de INEGI.	122
Tabla 24. Variable Topografía. Registros a nivel nacional utilizando como base el modelo nacional continuo de elevaciones mexicano 3.0 con resolución de 30 m de INEGI y la función “Create topographic position raster” de la herramienta Corridor Designer (Majka <i>et al.</i> , 2007).	122
Tabla 25. Variable Distancia a carreteras. Registro a nivel nacional utilizando datos vectoriales de la red de carreteras del INEGI.	123
Tabla 26. Distancia a zonas urbanas. Registro a nivel nacional utilizando datos vectoriales de los centros de población del INEGI.	123
Tabla 27. Variable Uso de Suelo y Vegetación. Utilizando la cartografía de uso del suelo y vegetación elaborada para este estudio a partir de la clasificación supervisada de dos imágenes Landsat 8 OLI.	124
Tabla 28. Variable Altitud. Utilizando el modelo nacional continuo de elevaciones mexicano 3.0 con resolución de 30 m de INEGI.	126
Tabla 29. Variable Topografía. Utilizando la posición topográfica generada con la herramienta Corridor Designer y el modelo nacional continuo de elevaciones mexicano 3.0 con resolución de 30 m de INEGI.	127
Tabla 30. Variable Distancia a carreteras.	128
Tabla 31. Distancia a zonas urbanas.	129
Tabla 32. Características principales de cada uno de los corredores representados por el 3 % del total del paisaje para el ocelote.	141
Tabla 33. Índices de paisaje obtenidos al interior del cada corredor de hábitat representado por el 3 % de la superficie del área de estudio para el ocelote. ANP Sierra de Quila-ANP La Primavera y ANP Sierra de Quila-Sierra de Tapalpa.	143
Tabla 34. Índices de paisaje obtenidos al interior del cada corredor de hábitat representado por el 3 % de la superficie del área de estudio para el ocelote. ANP Sierra de Quila-Sierra de Cacoma y ANP Sierra de Quila-Sierra de Jolapa.	144

Tabla 35. Características principales de cada uno de los corredores representados por el 3 % del total del paisaje para el venado cola blanca.....	154
Tabla 36. Índices de paisaje obtenidos al interior del cada corredor de hábitat representado por el 3 % de la superficie del área de estudio para el venado cola blanca. ANP Sierra de Quila-ANP La Primavera y ANP Sierra de Quila-Sierra de Tapalpa.	156
Tabla 37. Índices de paisaje obtenidos al interior del cada corredor de hábitat representado por el 3 % de la superficie del área de estudio para el venado cola blanca. ANP Sierra de Quila-Sierra de Cacoma y ANP Sierra de Quila-Sierra de Jolapa.	157

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Tipos de paisajes conectores: a) paisaje permeable, b) corredor lineal y c) puntos de paso.	16
Figura 2: Distribución potencial a nivel nacional (Fuente: Ceballos <i>et al.</i> , 2006).	29
Figura 3: Ejemplar adulto de ocelote. (Fuente: http://naturalista.conabio.gob.mx/taxa/41997-leopardus-pardalis https://www.flickr.com/photos/8845796@N02/771066307 http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0).	30
Figura 4: Distribución del venado cola blanca por subespecies (14) a nivel nacional (Fuente: Elaboración propia, tomado de Villarreal <i>et al.</i> , 2014).	32
Figura 5: (a) Ejemplar adulto de venado cola blanca y (b) ejemplar juvenil (Fuente: http://naturalista.conabio.gob.mx/taxa/42223-Odocoileus-virginianus https://www.flickr.com/photos/91115622@N00/751501000 http://creativecommons.org/publicdomain/mark/1.0/)	34
Figura 6: Localización del área de estudio y como punto central el Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila(ANP SQ), Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera (ANP LP) y el Área de Protección de los Recursos Naturales de la Cuenca Alimentadora del Distrito Nacional de Riego 043 (APRN CADNR 043).	39
Figura 7: Imágenes de satélite Landsat 8 OLI con fechas del 20 (der.) y 27 (izq.) de enero de 2014 con polígono del área de estudio (recuadro en color negro).	49
Figura 8: Mosaico de imágenes de satélite Landsat 8 OLI del área de estudio.	49
Figura 9: Sección de una imagen satelital sin corrección topográfica (izq.) y con corrección topográfica (der.).	52
Figura 10: Ejemplo de designación de áreas de entrenamiento por clase de cobertura.	55
Figura 11: Recolecta de puntos de control terrestre en tiempo real con ayuda de un sistema de información geográfica y navegadores GPS Garmin modelo 60Csx.	58
Figura 12: Ventana del programa Conefor Sensinode 2.6 (Fuente: Saura y Pascual, 2007).	66
Figura 13: Ubicación del área protegida “Sierra de Quila” y zonas extremas de enlace para la definición de corredores de hábitat para las especies ocelote y venado cola blanca.	75
Figura 14: Registros de Ocelote (color marrón) y de Venado cola blanca (color verde) para México.	77

Figura 15: Interface del programa Corridor Designer para la modelación de hábitat idóneo.	81
Figura 16: Interface del programa Corridor Designer para la modelación de corredores de hábitat.	82
Figura 17: Tipos de uso del suelo y vegetación del área de estudio. A (Agricultura), ASVA (Área sin vegetación aparente), BPQ (Bosque de pino encino) BQ (Bosque de encino), BQP (Bosque de encino pino), CA (Cuerpo de agua), P (Pastizal), SBC (Selva baja caducifolia) y ZU (Zona Urbana).	87
Figura 18: Distribución espacial de las coberturas forestal y no forestal del “Conjunto del paisaje”.	88
Figura 19: Distribución porcentual del área total y número de parches por tipo de cobertura en el área de estudio. (BPQ-Bosque de pino encino, BQP-Bosque de encino pino, BQ-Bosque de encino, SBC-Selva baja caducifolia, A-Agricultura, P-Pastizal, CA-Cuerpo de agua, ASVA-Área sin vegetación aparente y ZU-Zona urbana).	90
Figura 20: Longitud de borde en el paisaje por cada tipo de cobertura. (BPQ-Bosque de pino encino, BQP-Bosque de encino pino, BQ-Bosque de encino, SBC-Selva baja caducifolia A-Agricultura, P-Pastizal, CA-Cuerpo de agua, ASVA-Área sin vegetación aparente y ZU-Zona urbana).	93
Figura 21: Relación perímetro/área por tipo de uso del suelo y vegetación en el área de estudio.	95
Figura 22: Valores del índice de dispersión (R_c) por tipos de uso del suelo y vegetación en el área de estudio.	96
Figura 23: Dispersión aleatoria de la cobertura bosque de pino encino dentro del área de estudio.	97
Figura 24: Dispersión agregada de la cobertura bosque de encino pino dentro del área de estudio.	98
Figura 25: Dispersión uniforme de la cobertura selva baja caducifolia dentro del área de estudio.	99
Figura 26: El análisis de importancia relativa (dIIC) para el mantenimiento de la conectividad de parches forestales; este gráfico asumió una distancia de dispersión de 2,100 metros para el ocelote.	103

Figura 27: El análisis de importancia relativa (dIIC) para el mantenimiento de la conectividad de parches forestales de este gráfico asume una distancia de dispersión de 2,100 metros para el ocelote. Región noreste.....	104
Figura 28: El análisis de importancia relativa (dIIC) para el mantenimiento de la conectividad de parches forestales de este gráfico asume una distancia de dispersión de 2,100 metros para el ocelote. Región suroeste.	105
Figura 29: Importancia de cada uno de los parches de hábitat para el ocelote de acuerdo con la fracción dIICintra.	108
Figura 30: Importancia de cada uno de los parches de hábitat para el ocelote de acuerdo con la fracción dIICflux.	109
Figura 31: Importancia de cada uno de los parches de hábitat para el ocelote de acuerdo con la fracción dIICconnector.	110
Figura 32: El análisis de importancia relativa (dIIC) para el mantenimiento de la conectividad de parches forestales de este gráfico asume una distancia de dispersión de 1,100 metros para el venado cola blanca.....	113
Figura 33: Importancia de cada uno de los parches de hábitat para el venado de acuerdo con la fracción dIICintra con una distancia de dispersión de 1,100 metros.....	116
Figura 34: Importancia de cada uno de los parches de hábitat para el venado de acuerdo con la fracción dIICflux con una distancia de dispersión de 1,100 metros.....	117
Figura 35: Importancia de cada uno de los parches de hábitat para el venado de acuerdo con la fracción dIICconnector con una distancia de dispersión de 1,100 metros.	118
Figura 36: Variable Uso de suelo y vegetación. A (Agricultura), ASVA (Área sin vegetación aparente), BPQ (Bosque de pino encino), BQ (Bosque de encino), CA (Cuerpo de agua), BQP (Bosque de encino pino), P (Pastizal), SBC (Selva baja caducifolia) y ZU (Zona urbana), ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques) (Fuente: elaboración propia, a partir de la clasificación supervisada de la imagen Landsat 8 OLI de este estudio).	125
Figura 37: Variable Altitud, con base en el modelo digital de elevación, ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques). (Fuente: modelo nacional continuo de elevaciones mexicano 3.0 con resolución de 30 m de INEGI).....	126

Figura 38: Variable Topografía con base en el modelo de elevación del terreno, ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques). (Fuente: elaboración propia, a partir del análisis del modelo nacional continuo de elevaciones mexicano 3.0 con resolución de 30 m de INEGI).	127
Figura 39: Variable Distancia a carreteras, ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques). (Fuente: elaboración propia con base en la red de carreteras del Instituto de Información Territorial de Jalisco, IITEJ, 2011).....	128
Figura 40: Variable Distancia a zonas urbanas, ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques). (Fuente: elaboración propia, a partir de la clasificación supervisada de la imagen Landsat 8 OLI de este estudio).	129
Figura 41: Modelo de idoneidad de hábitat para ocelote basado en criterio experto, ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques). Resolución de 30 metros.....	130
Figura 42: Modelo de idoneidad de hábitat para venado cola blanca basado en criterio experto, ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques). Resolución de 30 m.....	131
Figura 43: Corredores de hábitat para ocelote que ocupan del 1 al 5 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila al ANP La Primavera.	132
Figura 44: Corredores de hábitat para ocelote que ocupan del 6 al 10 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila al ANP La Primavera.	133
Figura 45: Corredores de hábitat para ocelote que ocupan del 1 al 5 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Tapalpa.....	134
Figura 46: Corredores de hábitat para ocelote que ocupan del 6 al 10 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Tapalpa.....	135
Figura 47: Corredores de hábitat para ocelote que ocupan del 1 al 5 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Cacoma.	136
Figura 48: Corredores de hábitat para ocelote que ocupan del 6 al 10 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Cacoma.	137
Figura 49: Corredores de hábitat para ocelote que ocupan del 1 al 5 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Jolapa.	138
Figura 50: Corredores de hábitat para ocelote que ocupan del 6 al 10 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Jolapa.	139
Figura 51: Modelo de idoneidad de hábitat y corredores para ocelote representando el 3 % de la superficie del paisaje, ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques). Resolución de 30 m.	140

Figura 52: Corredores de hábitat para venado cola blanca del 1 al 5 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila al ANP La Primavera.	145
Figura 53: Corredores de hábitat para venado cola blanca del 6 al 10 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila al ANP La Primavera.	146
Figura 54: Corredores de hábitat para venado cola blanca que ocupan del 1 al 5 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Tapalpa.	147
Figura 55: Corredores de hábitat para venado cola blanca que ocupan del 6 al 10 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Tapalpa.	148
Figura 56: Corredores de hábitat para venado cola blanca que ocupan del 1 al 5 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Cacoma.	149
Figura 57: Corredores de hábitat para venado cola blanca que ocupan del 6 al 10 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Cacoma.	150
Figura 58: Corredores de hábitat para venado cola blanca que ocupan del 1 al 5 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Jolapa.	151
Figura 59: Corredores de hábitat para venado cola blanca que ocupan del 6 al 10 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Jolapa.	152
Figura 60: Modelo de idoneidad de hábitat y corredores para venado cola blanca representando el 3 % de la superficie del paisaje, ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques). Resolución de 30 m.	153
Figura 61: Parche que ocupa el 87.4 % del total de la cobertura forestal en el paisaje.	165
Figura 62: Zonas de riesgo alrededor del ANP Sierra de quila.	166
Figura 63: Modelo de conectividad y representación de corredores del 3 % hacia cada uno de los bloques para el ocelote.	178
Figura 64: Modelo de conectividad y representación de corredores del 3 % hacia cada uno de los bloques para el venado.	180

1 RESUMEN

Se obtuvo una carta de uso de suelo y vegetación a partir de la clasificación supervisada de dos imágenes Landsat 8 OLI de enero de 2014, con el objeto de caracterizar la conectividad el paisaje del área protegida Sierra de Quila y su zona de influencia en el occidente del estado de Jalisco. Las coberturas de uso de suelo y vegetación se interpretaron en composición, estructura y función empleando índices del paisaje; además se determinó la conectividad del paisaje y priorizaron hábitats forestales para el mantenimiento de la conectividad en función a la dispersión de dos especies de fauna: *Leopardus pardalis* L. (ocelote) y *Odocoileus virginianus* Zim. (venado cola blanca) utilizando el índice integral de conectividad y el programa Conefor 2.6. Finalmente, se generaron mapas de idoneidad de hábitat para cada especie a partir de variables de fricción como uso de suelo y vegetación, relieve topográfico, altitud, distancia a carreteras y zonas urbanas, posteriormente se delimitaron los corredores con ayuda del programa Corridor Designer para ArcMap. Se definieron nueve clases, el 55.4 por ciento del área de estudio posee una cobertura forestal y la conforman por su superficie en orden descendente el bosque de encino, la selva baja caducifolia, el bosque de pino-encino y el bosque de encino-pino. Las clases de otros usos se concentran en pastizales, áreas agrícolas, zonas urbanas, cuerpos de agua y áreas sin vegetación aparente.

A nivel de paisaje, se registraron 2,230 parches forestales; a nivel de clases, las coberturas de bosque de encino y selva baja caducifolia ocupan cerca del 40 por ciento del total de parches de la matriz del paisaje, mientras que los pastizales y las áreas de agricultura sumaron 45 por ciento. En general, la estructura (forma) de las coberturas forestales presenta una alta complejidad, en algunas con un patrón de distribución aleatoria (bosque de pino-encino), agregada (bosque de encino-pino) o uniforme como el bosque de encino y la selva baja caducifolia. La conectividad se evaluó con la unificación de todos los tipos de coberturas forestales y en función a la distancia mediana de dispersión de cada especie de fauna; en ambos escenarios, la importancia relativa de *dIIC* y en sus fracciones *dIICintra* y *dIICflux* obtuvieron un valor muy alto de conectividad, sin embargo estos valores se concentran en el mismo parche forestal, el

cual ocupa el 87.4 por ciento de la cobertura forestal. Solo el valor de la fracción *dIICconnector* del parche como elemento de paso fue alto.

De acuerdo al mapa de idoneidad de hábitat para el ocelote, aproximadamente un tercio del área de estudio es considerada como superficie óptima y subóptima, el resto se clasificó como coberturas que ocasionalmente podría utilizar, serán fuertemente evitadas o absolutamente no serán su hábitat; por lo contrario, para el venado cola blanca, más de la mitad de la superficie del área de estudio presentaron condiciones óptimas y subóptimas de hábitat. Los corredores de hábitat para cada especie se delimitaron a partir del área protegida *Sierra de Quila* y se orientan al noreste con el área protegida *La Primavera*, al sureste con la *Sierra de Tapalpa*, al suroeste con la *Sierra de Cacoma* y al noroeste con la *Sierra de Jolapa* o área protegida *Cuenca Alimentadora del Distrito Nacional de Riego 043*. Los corredores delimitados para cada especie abarcan una superficie del uno al 10 por ciento del total del área de estudio y estos se expanden por el territorio llegando a ocupar las cinco categorías del modelo de idoneidad de hábitat. Por cada orientación, se seleccionó el corredor que ocupa el tres por ciento de la superficie, debido a que están acotados con las clases de hábitat óptimo y subóptimo, por lo que para las especies sería la ruta más natural. Se encontró que los corredores que se orientan del área protegida *Sierra de Quila* a *La Primavera* y la *Sierra de Cacoma* presentaron el mayor número de parches forestales, es decir con una mayor fragmentación, además contienen la mayor superficie de uso intensivo del suelo; por el contrario el corredor orientado hacia la *Sierra de Jolapa*, presentó una menor afectación antropogénica. Se recomienda continuar la investigación con estudios de factibilidad del establecimiento de un sistema eficiente de protección y restauración de los corredores biológicos detectados y delimitados en el presente estudio, con el fin de garantizar el flujo de especies de flora y fauna y la disponibilidad de hábitat óptimo en el área de estudio.

2 ABSTRACT

A land use and vegetation chart was obtained from the supervised classification of two Landsat 8 OLI images from January 2014, in order to characterize landscape connectivity of Sierra de Quila protected area and its zone of influence in the west of the state of Jalisco. The land cover and vegetation cover were interpreted in composition, structure and function using landscape indices; In addition, landscape connectivity was determined and forest habitats prioritized for the maintenance of connectivity in relation to the dispersal of two fauna species: *Leopardus pardalis* L. (ocelot) and *Odocoileus virginianus* Zim. (whitetail deer) using the integrated connectivity index and software Conefor 2.6. Finally, maps of habitat suitability for each species were generated from friction variables such as land use and vegetation, topographic relief, altitude, distance to roads and urban areas, and the corridors were delimited with the help of the *Corridor Designer* program for ArcMap software. Nine classes were defined: 55.4 percent of the study area has forest cover integrated, in descending order according to its area, by: oak forest, low deciduous forest, pine-oak forest and oak-pine forest. Classes of other uses were mainly agricultural areas, urban areas, water bodies and areas without apparent vegetation.

At the landscape level, there were 2,230 forest patches; At the class level, oak forest and low deciduous forest occupy about 40 percent of the total patches of the landscape matrix, while rangelands and agriculture areas accounted for 45 percent. In general, the structure (shape) of forest cover presents a high complexity, some with a random distribution pattern (pine-oak forest), aggregate (oak-pine forest), or uniform as oak forest and low deciduous forest. Connectivity was evaluated with the unification of all types of forest cover and according to the mean dispersion distance of each species of fauna; in both scenarios, the relative importance of *dIIC* and in their fractions *dIICintra* and *dIICflux* obtained a very high value of connectivity, however these values are concentrated in the same forest patch, which occupies 87.4 percent of the forest cover. Only the value of the *dIICconnector* fraction of the patch as a fauna passing element was high.

According to the habitat suitability map for the ocelot, approximately one third of the study area is considered as optimal and suboptimal surface, the rest were classified as coverages that could be used occasionally, would be strongly avoided or absolutely will not be their habitat; On the contrary, for white-tailed deer, more than half the surface of the study area had optimal and suboptimal habitat conditions. Habitat corridors for each species were delimited from *Sierra de Quila* protected area and oriented northeast towards *La Primavera* protected area, southeast towards *Sierra de Tapalpa*, southwest towards *Sierra de Cacoma* and northwest towards *Sierra de Jolapa* or *Cuenca Feeder of the National Irrigation District 043 protected area*. The corridors delimited for each species cover an area of one to 10 percent of the total area of study and these expand through the territory to occupy the five categories of the habitat suitability model. For each orientation, the corridor that occupies three percent of the surface was selected, because they are bounded with the optimal and suboptimal habitat classes, so it would be the most natural route for the species. It was found that the corridors oriented from Sierra de Quila protected area towards La Primavera and Sierra de Cacoma presented the greatest number of forest patches, that is to say with greater fragmentation, and also contain the greater surface of intensive use of the ground; on the contrary, the corridor oriented towards the Sierra de Jolapa, presented less anthropogenic disturbance. It is recommended to continue the research on feasibility studies for the establishment of an efficient system for protection and restoration of the biological corridors detected and delimited in the present study, in order to guarantee the flow of species of flora and fauna as well as the availability of optimal habitat in the study area.

3 INTRODUCCIÓN

Los procesos de modificación del paisaje como son la fragmentación y la pérdida de los hábitats amenazan la diversidad de la flora y la fauna a nivel mundial. Uno de los efectos de la pérdida y fragmentación de hábitat es la disminución de la conectividad, que tiene la propiedad de hacer posible el flujo de materia, energía y organismos entre diversos ecosistemas, hábitats o comunidades de un paisaje (Martínez *et al.*, 2009 y Saura *et al.*, 2011); los principales componentes que influyen en la conectividad para una especie, comunidad o proceso ecológico son la estructura de los diferentes tipos de hábitat y su distribución espacial, a lo que se denomina *conectividad estructural* (Forman y Godron, 1986 y Taylor *et al.*, 1993); por otro lado el componente conductual, esto es la respuesta conductual de los individuos y especies a la estructura física del paisaje y que considera el desplazamiento, el requerimiento de hábitat, la tolerancia, la especialización o la dispersión, a lo que se denomina *conectividad funcional* (Forman y Godron, 1986 y Taylor *et al.*, 1993). Evaluar la conectividad funcional brinda información más precisa, a pesar de requerir una mayor demanda de inversión de recursos, ya que se requiere del monitoreo de los movimientos de las especies en el campo; a pesar de lo anterior, una de las maneras en la se obtiene la distancia de dispersión, dato fundamental para evaluar la conectividad de una especie animal, es la revisión de estudios específicos de monitoreo y ámbito hogareño de la especie, complementada con la consulta de opinión de expertos; de la misma manera Delfín *et al.* (2009), Grigione *et al.* (2009), Flores *et al.* (2013a), Carranza y Oseguera (2014), Alonso *et al.* (2014) y Delfín *et al.* (2014) refieren a esta opinión de expertos para la modelación de mapas de idoneidad; mientras que la conectividad estructural y funcional, las clasificaciones supervisadas de la vegetación y los diseños de corredores pueden obtenerse y evaluarse por medio de un Sistema de Información Geográfica y sensores remotos.

La fragmentación y disminución de los hábitats naturales han tenido mayor impacto sobre algunos grupos faunísticos, uno de ellos es el de los mamíferos grandes debido a que requieren grandes extensiones para su subsistencia. El ocelote y el venado cola blanca son de las especies en la cual alguno de estos procesos han afectado no solo su distribución actual, sino también la densidad de su población, particularmente el caso del

ocelote, que es una especie cuya área de distribución o tamaño de sus población han disminuido significativamente, a tal grado de poner en riesgo su viabilidad biológica en todo su hábitat natural, debido a factores tales como la destrucción o modificación drástica del hábitat, aprovechamiento no sustentable, enfermedades o sencillamente depredación (Ceballos y Oliva, 2005, Grigione *et al.*, 2009, Díaz y Payán, 2011, Martínez, 2013, CONABIO, 2015a y Pérez y Santos, 2015); en el caso del venado cola blanca, aunque ocupa una gran diversidad de ecosistemas, la deforestación y por consiguiente la pérdida de hábitat han sido junto con la caza de subsistencia y deportiva uno de los principales problemas que ha afectado a la reducción de la distribución natural de la especie y por ende una disminución de las poblaciones silvestres en México y Centroamérica, donde probablemente muchas de las áreas originales de distribución ya no representan a las poblaciones originales de venado (Ortiz *et al.*, 2006, SEMARNAT, 2014, Weber, 2014 y Medina *et al.*, 2015).

El ocelote (*Leopardus pardalis*) es un elemento importante en la naturaleza como depredador de poblaciones de medianas y pequeñas presas, evitando con ello sobrepoblaciones e incidencia de plagas, como las de roedores. Este felino se encuentra en la categoría de Riesgo Menor en el ámbito internacional (Paviolo *et al.*, 2015), sin embargo en México la normatividad (Norma Oficial Mexicana-NOM-059-SEMARNAT-2010) lo ubica en la categoría de Peligro de Extinción (CONABIO, 2015). Las causas por lo que colocan al ocelote en riesgo son varias, la principal es la pérdida de hábitat, seguido de la cacería ilegal y la disminución de sus presas. La reducción de hábitat coloca en riesgo a las poblaciones de felinos que requieren grandes extensiones para su subsistencia; en el caso de los ocelotes, éstos se desplazan entre 1.9 y 3 kilómetros en promedio por día en búsqueda de alimento, pareja y hogar (Ceballos y Oliva, 2005, Díaz y Payán, 2011, Martínez, 2013, Pérez y Santos, 2015).

Por otra parte, el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) es una especie ecológica, económica y socialmente importante, por considerarse clave en el equilibrio ecológico de casi todos los ecosistemas y debido al papel que desempeña como animal herbívoro y como presa. Aunque en la NOM-059-SEMARNAT-2010 no esté catalogada

como una especie en riesgo, en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN se encuentra listada como de Preocupación Menor. Algunas subespecies endémicas de México, del mismo género pero de otra especie hermana como el venado bura de Sheldon (*Odocoileus hemionus subespecie sheldoni*) y el venado bura de Isla Cedros (*Odocoileus hemionus subespecie cerrosensis*) si se encuentran categorizadas como en Peligro de Extinción y Amenazada por la Norma Oficial Mexicana-NOM-059-SEMARNAT-2010.

Las áreas naturales protegidas (ANP) son una estrategia más para conservar los ecosistemas representativos y proteger su biodiversidad (Villavicencio *et al.*, 2009); sin embargo, como cualquier otro espacio natural, las áreas de los alrededores e incluso las internas a las ANP, son dinámicas y presentan cambios en mayor o menor grado por diferentes circunstancias, por ejemplo: las plagas e incendios forestales, la tala ilícita de la madera, la ganadería extensiva, la cacería furtiva y la expansión urbana; por consecuencia, la fragmentación y pérdida de hábitats aumenta y la conectividad del hábitat forestal disminuye. Debido a que la conectividad ecológica es un objetivo primordial en la gestión territorial sostenible, que puede mitigar en cierta medida los efectos adversos de la fragmentación y mejora de la conectividad entre hábitats, han surgido mecanismos en pro de la conservación biológica como los corredores biológicos, los cuales pueden estar expresados en un paisaje donde los remanentes de hábitat son representados por medio de nodos que pueden estar conectados a través de enlaces o corredores formando una red. Esta aproximación ha resultado ser una medida efectiva para realizar análisis complejos relacionados a proveer soluciones simples, al unificar y evaluar aspectos de la fragmentación y conectividad del hábitat; por esta razón el presente trabajo tiene como propósito determinar el grado de conectividad del paisaje forestal del ANP Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila y su zona de influencia en función a las distancias de desplazamiento del ocelote y el venado cola blanca, considerados como objetos de conservación para este estudio, además de caracterizar la cobertura forestal empleando índices de paisaje y definir mapas de idoneidad y corredores de hábitats para cada una de las especies en estudio.

4 ANTECEDENTES

4.1 Clasificación de imágenes y mapeo de coberturas vegetales

En las últimas décadas las técnicas de percepción remota se han convertido en una gran herramienta para describir los procesos de la superficie terrestre a escala global y para el estudio de los recursos naturales. En la actualidad se realizan múltiples mediciones atmosféricas, predicciones climatológicas, monitoreo de la deforestación, de incendios, de la presencia de plagas o de otros desastres naturales o antropogénicos. La investigación con el uso de los sensores remotos se ha enfocado principalmente en la clasificación de las imágenes, lo que ha atraído la atención de la comunidad e investigadores del tema, ya que los resultados de las clasificaciones son básicos para muchas aplicaciones ambientales y socioeconómicas (Chuvieco, 2010). Realizar la clasificación de datos de los sensores remotos y plasmarla en un mapa temático representa un desafío en diversos factores, tales como la complejidad del paisaje del área de estudio, la selección de los datos del sensor remoto, el proceso de la imagen y los criterios de clasificación, los cuales pueden afectar el éxito del proceso de clasificación (Lu y Weng, 2007).

Los primeros trabajos clasificatorios sobre los principales tipos de ecosistemas terrestres de México, son los presentados en los trabajos clásicos de Leopold (1950), Miranda y Hernández (1963) y Rzedowski (1978), los cuales están enfocados al análisis de la vegetación en su estado natural o vegetación primaria; estos mismos representan en ocasiones la distribución de los ecosistemas terrestres de manera hipotética, en condiciones previas a la afectación humana, o bien, son la reconstrucción de la vegetación potencial (Sánchez *et al.*, 2009). La cubierta vegetal está en constante modificación debido a los cambios que ejerce el hombre sobre esta, por lo que es necesario implementar métodos para evaluar su disponibilidad y estado actual.

Las fuentes de datos para la clasificación digital de imágenes son diversas, entre estas destacan las imágenes satelitales de la serie Landsat (NASA, 1998), cuyos objetivos han sido cartografiar y evaluar los recursos naturales (Buendía *et al.*, 2002, Segura *et al.*, 2003, Segura *et al.*, 2004, Villavicencio, 2004, Arango *et al.*, 2005, García

y Saura, 2005, Ortega, 2007, Chávez *et al.*, 2011, Moore, 2011, Aguilar *et al.*, 2014, Nolasco *et al.*, 2014, García *et al.*, 2014 y Echeverry y Harper, (S/F)); sin embargo en otros estudios como el de Pérez y de la Riva (1998), De La Barrera *et al.* (2011) y Saldaña *et al.* (2012) se han utilizado, por ejemplo, para detectar áreas incendiadas, realizar análisis del paisaje para la evaluación ecológica rápida de alternativas de relocalización de una ciudad devastada y para discriminar superficie agrícola sembrada bajo labranza. El último satélite de esta serie es la denominada: “Landsat Data Continuity Mission” (LDCM), es el octavo satélite de observación de la serie Landsat, puesto en órbita el 11 de febrero de 2013 (Ariza, 2013). Su operación es administrada por la NASA (National Aeronautics and Space Administration) y la producción y comercialización de imágenes depende del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS). Las imágenes están compuestas por 11 bandas; la tabla 1 muestra la longitud de onda captada y resolución espectral por cada una de las bandas.

La banda 1 aporta información para estudios de aguas, discriminación entre suelos y cuerpos de agua; la banda 2 para la discriminación de vegetación (decidua y perene); la banda 3 para evaluar el vigor de las plantas, así como para la discriminación entre coberturas vegetales al destacar la vegetación alta útil; la banda 4 para discriminar laderas de vegetación; la banda 5 destaca el contenido de biomasa; la banda 6 es un indicador de cantidad de agua en la vegetación e indicador de humedad de suelos; la banda 7 aporta en la incidencia hídrica, humedad de suelos; la banda 8 define la imagen más nítida, de mayor resolución y es pancromática; la banda 9 mejora la detección de contaminación de cirros; la banda 10 proporciona mapas térmicos y humedad de suelo estimada y la banda 11 proporciona la cartografía térmica mejorada y estima la humedad del suelo (USGS, 2016).

Tabla 1. Valores de los límites de longitud de onda por cada banda espectral del sensor Landsat 8 OLI.

Banda	Longitud de onda (micrómetros)	Resolución (m)
Banda 1-Costera/aerosol	0.43-0.45	30
Banda 2-Azul	0.45-0.51	30
Banda 3-Verde	0.53-0.59	30
Banda 4-Roja	0.64-0.67	30
Banda 5-Infrarrojo cercano (NIR)	0.85-0.88	30
Banda 6-SWIR 1	1.57-1.65	30
Banda 7-SWIR 2	2.11-2.29	30
Banda 8-Pancromatico	0.50-0.68	15
Banda 9- Cirrus	1.36-1.38	30
Banda 10-Infrarrojo termal (TIRS 1)	10.60-11.19	100
Banda 11-Infrarrojo termal (TIRS 2)	11.50-12.51	100

A manera de antecedente, la clasificación es el proceso de agrupar los píxeles en un número finito de clases individuales o de categorías de datos con base en sus niveles digitales (ERDAS, 1997-2001); esto significa que la clasificación digital comprende el proceso de conversión de una imagen continua a otra categorizada temáticamente, a partir de la agrupación de los niveles digitales espectralmente similares (Posada *et al.*, 2011). Existen dos métodos de clasificación:

a) El *método no supervisado* que contempla los procedimientos de agrupación de los píxeles de una imagen según su similitud espectral, sin conocimiento previo del contexto temático. En este método no se requiere conocimiento de los tipos de cobertura *a priori*. El proceso se basa en la elección de las bandas espectrales de la imagen a clasificar, la definición de número de clases espectrales, la selección de los criterios de similitud y algoritmos de agrupación de los valores digitales o radiométricos (ND; es un valor entero que traduce numéricamente la intensidad radiométrica recibida por un sensor óptico-electrónico). En este método es el propio algoritmo quien define las clases de acuerdo a los datos. Para este tipo de clasificación es necesario ingresar algunos valores tales como el número de clases que se desea crear, los tamaños mínimos y máximos de cada una, o ciertas tolerancias para la distinción entre las clases. Estos parámetros dirigen al algoritmo en la definición de las clases (Posada *et al.*, 2011).

b) El *método supervisado* que requiere de un cierto conocimiento previo del terreno y de los tipos de coberturas, a través de una combinación de trabajo de campo, análisis de fotografías aéreas, mapas e informes técnicos y referencias profesionales y locales. Con base de este conocimiento, se delimitan las áreas representativas de cada una de las clases definidas (Chuvienco, 2010); estas áreas se denominan “áreas de entrenamiento o piloto”, donde las características espectrales de estas áreas son utilizadas para "entrenar" el algoritmo de clasificación (Programa ERDAS IMAGINE 2014), el cual calcula los parámetros estadísticos de cada banda para cada área de entrenamiento y, posteriormente evaluar cada ND de la imagen, compararlo y asignarlo a una respectiva clase (Posada *et al.*, 2011).

Una base de referencia para el desarrollo de trabajos clasificatorios son los proporcionados por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), con las diferentes versiones de las cartas de uso del suelo y vegetación, en escala 1:50,000 (una serie), escala 1:250,000 (dos series) y escala 1:1,000,000 (dos series) elaboradas en el Departamento de Uso del Suelo desde 1968 (INEGI, 2013). Otros estudios que han utilizado imágenes Landsat 8 para el análisis de la cobertura vegetal y otros temas de índole urbano fueron por ejemplo, el de Langa (2014), Ordoñez y Serna (2015) y Diez y Mazzoni (2016); quien también utilizó imágenes Landsat para generar mapas de deforestación fue Llactayo *et al.* (2013). Asimismo Tadeo (2015) utilizó imágenes Landsat 5 y Landsat 8 de temporadas húmedas y secas con el objetivo de evaluar la efectividad de dos algoritmos de clasificación (máquina de vectores de soporte (SVM) y bosques aleatorios (RF) basado en clasificadores de árbol) y dos técnicas clasificatorias (clasificación basada en píxeles y en objetos) utilizadas en la percepción remota para discriminar la heterogeneidad de la cobertura vegetal en el occidente del estado de Jalisco.

En el caso particular del Área Natural Protegida (ANP) Sierra de Quila, Ortega (2007) hizo una comparación de índices de paisaje aplicados a dos cartas de vegetación elaboradas con imágenes Landsat 4 TM de 1993 y Landsat 7 ETM del año 2000; el autor mostró que la heterogeneidad paisajística del ANP durante el periodo de evaluación ha permanecido estable, lo cual significó que la estructura paisajística no habría presentado

cambios significativos provocados por la desaparición de una cobertura vegetal. Villavicencio *et al.* (2016) realizaron una clasificación supervisada mediante el algoritmo paramétrico de máxima verosimilitud con imágenes satelitales Landsat 8 para el ANP Sierra de Quila y su zona de influencia con el objetivo de obtener una carta actualizada de vegetación y uso del suelo.

4.2 Ecología e índices del paisaje

El término ecología del paisaje se comenzó a utilizar en 1938 cuando el uso de la fotografía aérea se generalizó (Troll, 2010), este concepto se centró en el reparto espacial específico de una faceta del paisaje donde las comunidades biológicas interactúan con el medio ambiente físico. Desde hace varios años han aparecido diversas definiciones del término, pero entre ellas las más utilizadas son las descritas por Dramstad *et al.* (2005), quienes conceptualizan el término *ecología* como el estudio de las interacciones entre organismos y su medio, y *paisaje* como un amplio mosaico de kilómetros sobre el que concurren determinados ecosistemas y usos del suelo.

La ecología del paisaje es una ciencia transdisciplinaria consolidada y reconocida, con la que se intenta comprender y ayudar a resolver o aportar información útil para la conservación de los valores naturales y culturales (Vila *et al.*, 2006) con la cual se puede realizar una interesante valoración de la situación y evolución de los paisajes mediante métodos cuantitativos aportados por la geografía y la ecología. A finales de 1930 el geógrafo Carl Troll utilizó por primera vez la expresión *landscape ecology*, que definió como el estudio de toda la complejidad de relaciones causa-efecto que existen entre las comunidades de seres vivos y sus condiciones ambientales en una sección específica del paisaje (Vila *et al.*, 2006); una definición que venía a complementar la de paisaje (*Landschaft-Landscape*) utilizada en el siglo XX por Alexander von Humboldt, la cual definía como el conjunto de características de una región de tierra. Carl Troll profundiza la visión integral del paisaje durante la segunda guerra mundial, de esta manera en la década de 1960 esta disciplina comienza a tomar forma en Europa central, con esto aparecen revistas, libros y el primer simposio internacional sobre ecología del paisaje (1968). En la década de los ochenta fue el despegue de la *Landscape ecology* y también el desplazamiento temático hacia Estados Unidos; en esta misma década, se fundó la

International Association of Landscape Ecology (IALE) que empezó a publicar en 1987 la revista *Landscape Ecology* (Vila *et al.*, 2006).

Una gran cantidad de índices se han desarrollado para caracterizar los patrones del paisaje (Forman y Godron, 1981, Mc Garigal y Marks, 1994, Mc Garigal y Marks, 1996, Vila *et al.*, 2006, Gurrutxaga, 2003, Badii y Landeros, 2007, Villanueva, 2007, Saura y Martínez, 2001 y Rodríguez y Rosales, 2004), incluso algunos que con base a métodos teóricos de grafos analizan la conectividad en función a la disponibilidad de hábitat y requerimientos de dispersión de especies a escala de paisaje (Saura y Torne, 2009). La visión e interpretación del paisaje desarrollada desde la perspectiva de la ecología del paisaje, se fundamenta en una aproximación de carácter estructural (patrón o tipo de distribución de los elementos del paisaje en el territorio), morfológico (patrón o modo de reparto espacial) y funcional (movimiento y flujo de animales, plantas, agua, viento, materiales y energía) a través de la estructura (Dramstad *et al.*, 2005); el elemento base para la interpretación del paisaje es el concepto de mosaico, se pueden diferenciarse tres tipos de elementos: los fragmentos, los corredores y la matriz (Vila *et al.*, 2006).

Los fragmentos son las diferentes unidades morfológicas que se pueden diferenciar en el territorio, los corredores son las conexiones existentes entre unos fragmentos y otros, y la matriz es el complejo formado por fragmentos y corredores, estos últimos son dinámicos en menor o mayor grado (Vila *et al.*, 2006); por ello, Saura *et al.* (2011) mencionan que los paisajes y los ecosistemas de todo el mundo están experimentando cambios que pueden impactar de manera diferente en los procesos ecológicos relevantes, tales como el flujo de genes, la polinización, la dispersión o la vida silvestre. De la misma manera, Sastre *et al.* (2002) mencionan sobre los cambios en el paisaje de la comunidad de Madrid, que en su caso pueden afectar en gran medida a la capacidad de dispersión de las especies, amenazando la conservación de la integridad ecológica y la conectividad funcional de la red de espacios naturales, donde considera a los elementos lineales del paisaje fundamentales en la conectividad por sus funciones de corredor y de barrera. También Vargas (2013) señala que el manejo forestal debe considerar el tipo, tamaño y configuración de los rodales del paisaje, ya que los considera relevantes para el desarrollo y permanencia de la vida silvestre.

O'Farrill *et al.* (2014) consideran la conectividad del paisaje como una prioridad para la conservación del ecosistema, ya que puede mitigar los efectos del cambio climático y la pérdida de hábitat. En su estudio utilizaron un modelo de conectividad, para tres especies en peligro de extinción; Tapir de Baird (*Tapirus bairdii*), pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) y el jaguar (*Panthera onca*) para evaluar el efecto de la sequía sobre la disponibilidad de pozos de agua y la conectividad de estos en un paisaje forestal dentro y adyacente a la Reserva de la Biosfera de Calakmul, utilizando distancias de dispersión de 3, 5, 10, 13 y 16 km. Se compararon los efectos de la sequía en 10 escenarios sobre el número de pozos de agua y los consiguientes cambios en la estructura de red y la importancia del nodo. Los resultados influyeron drásticamente en la estructura espacial y la conectividad potencial de la red mostrando que la conectividad de los pozos de agua y el hábitat adecuado (ojos de agua en la zona circundante) se pierde más rápido en el interior que en el exterior de la reserva para las tres especies, también se hace hincapié en la necesidad de evaluar cómo la variabilidad en la disponibilidad de recursos de agua estacional puede afectar a la viabilidad de las poblaciones animales bajo el cambio climático incluso dentro y fuera de las áreas protegidas.

López (2010) evaluó la conectividad estructural y funcional del bosque mesófilo de montaña (BMM) en Veracruz, México para dos especies de mamíferos, la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y el puercoespín (*Sphiggurus mexicanus*), además identificó rutas principales de desplazamiento. Para ello, realizó un modelo que incluyó variables (cobertura de uso del suelo, densidad poblacional humana, pendiente y densidad y tipos de caminos) de paisaje calificadas de acuerdo con la permeabilidad que presentan los usos del suelo al movimiento de las especies. El estudio comprobó la presencia de las especies a partir de encuestas y contabilizó el área y número de áreas de BMM como de fragmentos de hábitat. Como resultado obtuvo en la mayoría de los fragmentos de sus zonas de estudio, tamaños menores de 10 ha con valores bajos del Índice Integral de Conectividad (IIC); no obstante la zorra gris pareció no ser afectada por la configuración del paisaje en el área de estudio. Por otro lado, Chávez *et al.* (2011) realizaron un estudio diacrónico del paisaje entorno a la Presa Zimapán, en el estado de

Hidalgo, mediante el cálculo de índices de paisaje, aplicaciones SIG y la clasificación supervisada de imágenes de satélite Landsat MSS, TM y ETM de los años 1973, 1986, 2000 y 2007; su estudio concluye en que la instalación de la presa (en operación desde 1996) ha modificado los usos del suelo aledaños al embalse y por ende acelerado el proceso de deforestación, además permitió identificar geográficamente áreas y/o parches¹ críticos y a su vez prioritarios para el mantenimiento de la conectividad forestal entorno a las obra hidráulica.

En la actualidad existe la tendencia a desarrollar diagnósticos y evaluaciones ambientales sobre la estructura, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas, dado el capital natural, cultural y económico que representa el mantenimiento de los procesos ecosistémicos y la conservación de la biodiversidad biológica para la sociedad humana (Primack *et al.*, 2001). En este sentido, la ecología del paisaje es considerada también un instrumento de política ambiental, ya que puede llegar a constituir una herramienta importante para aplicar los principios y objetivos de la conectividad ecológica. Según lo anterior, se pueden citar los siguientes trabajos por ejemplo: Angarita *et al.* (2013) proponen la *Estrategia de conectividades para el Caribe y su relación con el plan de conservación de felinos del Caribe colombiano*, a partir de mosaicos de ecosistemas estratégicos terrestres y marinos que tienen como núcleo áreas naturales protegidas de gestión e intervención regional para la reducción de la degradación y fragmentación de los ecosistemas. La estrategia pretende activar la articulación interinstitucional, la planificación territorial y el buen manejo de las áreas protegidas, así como de las zonas de amortiguamiento y de los corredores que conectan dichas áreas; además de propiciar la conectividad desde la perspectiva biológica que contempla aspectos culturales, económicos y sociales que incluyen la construcción colectiva de mosaicos de conservación que promuevan la recuperación de ecosistemas degradados a partir del ordenamiento ambiental territorial, así como el uso de instrumentos de gestión participativa entre instituciones, comunidades y sector productivo.

¹ El término Parche proviene del idioma inglés *Patch*, que significa territorio o parcela de tierra (*patch of land*) (PONS, 2017). En este trabajo se utilizará el término Parche para referir uno o varios elementos de las diferentes clases de cobertura que conforman el paisaje.

Otro caso similar, es el que han planteado Rabinowitz y Zeller (2010), a través de un modelo de conectividad y conservación para el Jaguar (*Panthera onca*) a lo largo de su distribución (desde el sur de Arizona, América central y Norte de Argentina), el énfasis fue sobre los grandes carnívoros, que son los que enfrentan una mayor amenaza y disminución persistente que otras especies de mamíferos. Mediante un SIG e insumos de expertos crearon una superficie de costo de dispersión o matriz de permeabilidad con insumos como elevación, tipo de cobertura, porcentaje de cobertura de árboles y arbustos, asentamientos de población, densidad de población humana y carreteras para identificar los corredores de menor costo que conecten las 90 poblaciones que se conocen a lo largo de la distribución del jaguar. De manera general sus resultados indicaron que del 78 % de la distribución histórica del jaguar, en un área de aproximadamente 14.9 millones de km², todavía tiene potencial para el movimiento y la dispersión del mismo.

4.2.1 Fragmentación de la cobertura forestal

Los procesos de degradación, detrimento y reducción de las coberturas forestales se han visto acelerados e intensificados en las últimas décadas como consecuencia de un paulatino cambio de uso del suelo, asociado al aumento de la población humana, la sobreexplotación de los recursos naturales y el desarrollo tecnológico (Gurrutxaga, 2004). La excesiva destrucción y fragmentación de hábitats naturales en la superficie terrestre es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad, a lo que también asocia otros factores como la pérdida de calidad de los hábitats, la disminución de las áreas totales del hábitat disponible, el fraccionamiento de las áreas remanentes en parches aislados, la contaminación del medio o la presión directa sobre especies con poblaciones reducidas (Gurrutxaga, 2008). Así también, Badii y Landeros (2007) señalan que cuando un hábitat es fracturado, se divide en varios fragmentos la capacidad productiva de estos, en comparación con la del hábitat original, normal e históricamente se disminuye, salvo la relación entre las fuentes, los sumideros, la estructura y la composición de los corredores biológicos.

Las perturbaciones en un paisaje pueden tener tanto un origen natural (incendios rayos, inundaciones, terremotos, huracanes) como artificial, es decir, derivados de la

actividad humana (deforestación, urbanización, incendios provocados, laboreo de tierras, expansión de infraestructuras varias o industriales, turismo, entre otras) (Múgica *et al.*, 2002). Las perturbaciones artificiales predominan y tienen una diferencia significativa en cuanto a la extensión, la intensidad y la frecuencia, y se pueden producir de pequeña a gran escala modificando de manera considerable el paisaje (Romero, 2005). Algunos estudios alusivos a esta circunstancia son en contexto internacional como los realizados por Imbernon *et al.* (2005), quienes analizaron la fragmentación y conectividad de las cubiertas forestales basándose en datos sobre el uso de las tierras en el Salvador; observaron que el 26 % de los bosques están muy fragmentados y son vulnerables a perturbaciones antrópicas sobre todo en bosques de galería, bosques mixtos de coníferas y caducifolias, y en base a su análisis de conectividad identificaron puntos de paso y función conectiva de los bosques de galería de mangle y de especies caducifolias. Finalmente proponen la instalación de corredores lineales a lo largo de los cauces del río que permitan conectar las unidades de conservación de Barra de Santiago y El Imposible.

La fragmentación de los paisajes amenaza la diversidad biológica al reducir la conexión entre los hábitats, en este sentido Ruan (2006) consideró que la fragmentación del hábitat es un problema cada vez más frecuente en los bosques tropicales y subtropicales, que afecta directamente a las comunidades de fauna. En su trabajo determinó cómo influye la fragmentación del bosque mesófilo en la distribución, abundancia y riqueza de los pequeños mamíferos por lo que concluye que en los sitios de menor tamaño se registraron un mayor número de especies y por ende una mayor diversidad; sin embargo menciona que el tamaño de los fragmentos no es necesariamente decisivo en la conservación de la fauna, sino que algunos factores como la perturbación antrópica deben ser tomados en consideración al evaluar comunidades de fauna silvestre.

León y Granados (2013) también recalcaron la importancia de estudiar la fragmentación y conectividad de los bosques particularmente analizaron la fragmentación del bosque de la subcuenca del río Tapezco en Costa Rica, a fin de

proporcionar acciones para el mejoramiento y preservación del recurso hídrico. Su estudio concluye que en la parte alta de la subcuenca los parches boscosos en esta área poseen formas más regulares y de mayor tamaño, lo que genera una mejor conectividad y continuidad de la cobertura, por lo tanto una menor fragmentación; mientras que en la parte baja y debido a una mayor ocupación humana y variedad en el uso de la tierra, ésta presenta una mayor fragmentación. Un estudio con resultados similares es el realizado por Vargas (2008), quien analizó y comparó la fragmentación de ecosistemas durante el período 1975-2007 en el sector del proyecto geotérmico Miravalles en Costa Rica. Los índices de paisaje denotaron cambios de la cobertura forestal, donde asegura una disminución de la fragmentación en el año 2007 y un aumento de la cobertura forestal, con una proximidad de parches cercanos unas de otras, tal cercanía facilita la dispersión, tanto de especies vegetales como animales, así como permite tener una mayor diversidad biológica y densidad de parches forestales.

En México son recientes y aun escasos los estudios con este enfoque, sin embargo se puede citar el estudio de García *et al.* (2005a), quienes determinan el valor del paisaje en la Selva Baja Caducifolia (SBC) en la cuenca baja del río Papagayo, Guerrero, México. Para esto, aplicaron un índice de valor del paisaje basado en cuatro indicadores: sensibilidad de laderas, fragmentación, calidad visual y significado social. Los resultados indicaron que el área está constituida por tres sistemas de paisajes que fueron: montañas, lomeríos y llanura aluvial, definidos por cambios morfo-litológicos y bioclimáticos, por los tipos de vegetación y usos de suelo y niveles de perturbación. El valor del paisaje fue heterogéneo y tendió a ser mayor en los subsistemas montañosos de selvas y bosques, debido a que estos son más inaccesibles, por lo que el significado social y los niveles de perturbación y fragmentación se reducen; en contraste, encontraron que los subsistemas de lomeríos con SBC tienen alto significado social debido a la cercanía y accesibilidad, lo cual favorece la intensificación de los usos del suelo, el incremento de la fragmentación y la disminución de la calidad visual y del valor natural del paisaje.

Por último, Villavicencio *et al.* (2010) caracterizaron la estructura y configuración espacial de la cobertura del manglar en la costa del Pacífico del estado de Nayarit, donde aplicaron índices del paisaje sobre una clasificación compuesta de imágenes Spot 5 y Landsat ETM 7 del año 2008. Los índices se obtuvieron mediante herramientas de SIG y se analizó la dimensión, forma, hábitat interior, dispersión, densidad y fragmentación de parches, así como diversidad, aislamiento y conectividad del paisaje. Su análisis permitió detectar aquellos parches que por sus valores intrínsecos y de ubicación resultaran esenciales para el mantenimiento del estado actual de la conectividad, siendo los parches más críticos aquellos cuya esencia provoca una mayor disminución del grado de conectividad global. Por otro lado, Cervantes *et al.* (2010) determinaron la distribución y extensión de manglares del noroeste de México, proponiendo indicadores cualitativos y cuantitativos (número y tamaño de parches, forma, conectividad y fragmentación) sobre su estado actual y establecieron un sistema jerárquico en función al valor obtenido para cada indicador evaluando lo diferenciando entre lo estimado para 1973 y 2005 en 16 sitios de distribución del manglar, obteniendo valores de 0 cuando no hubo cambio, un valor máximo de 90 donde hipotéticamente los sistemas mejoran y un valor mínimo de -90 para el caso de que todos los sistemas decayeran. Utilizaron imágenes Landsat MSS de 1973 y TM del 2005, para obtener información sobre el índice de vegetación de diferencias normalizadas (NDVI) y diversas métricas del paisaje a fin de conocer la condición vegetal, el grado de fragmentación y definir un sistema de puntaje para valorar la condición ambiental del ecosistema. Los resultados mostraron que Nayarit fue el estado con mayor cobertura en 1973; sin embargo este presentó la mayor pérdida de superficie (cerca de 9,000 ha), dejando a Sinaloa como el estado con mayor extensión en 2005, asimismo los valores más altos en promedio del NDVI, se localizaron en Sinaloa, a pesar que las métricas de paisaje indicaron que existe una tendencia a la fragmentación de la cobertura.

4.2.2 Conectividad de la cobertura forestal

El término de conectividad se utiliza para describir como los arreglos espaciales y la calidad de elementos en el paisaje afecta el desplazamiento de organismos entre parcelas de hábitats (Bennet, 1998). A escala del paisaje, la conectividad se define como hasta qué punto el paisaje facilita o impide el desplazamiento de los individuos de flora y

fauna entre parcelas (Bennet, 1998); el paisaje es reconocido de diversas maneras, por especies diferentes y por lo tanto el nivel de conectividad varía entre especies y comunidades, sugiriendo así, que la conectividad es específica tanto de la especie como del mosaico de paisaje (With *et al.*, 1997).

La conectividad determina qué proporción de la superficie total de hábitat existente en el territorio es realmente accesible para un organismo o población situada en un punto concreto del mismo, y por ello, se le menciona como la superficie conexas dentro del rango de dispersión de una especie desde el área central (Pascual y Saura, 2007); además constituye una propiedad del territorio para una especie determinada o para un grupo funcional de especies con similares requerimientos ecológicos y capacidad dispersiva.

Las configuraciones del paisaje que proporcionan la conectividad pueden resumirse en: 1) *paisajes permeables*, que son extensiones de paisajes heterogéneos formados por parches con distinto grado de madurez; permiten la dispersión de ciertas especies a través de los remanentes de vegetación natural y otros elementos como los setos y otros linderos; 2) *corredores lineales*, que son elementos lineales del paisaje que permiten la dispersión de especies animales y vegetales a lo largo de ellos; y 3) los *puntos de paso*, que son parches de hábitat favorable para un conjunto de especies inmersas en una matriz más o menos intransitable (Figura 1).

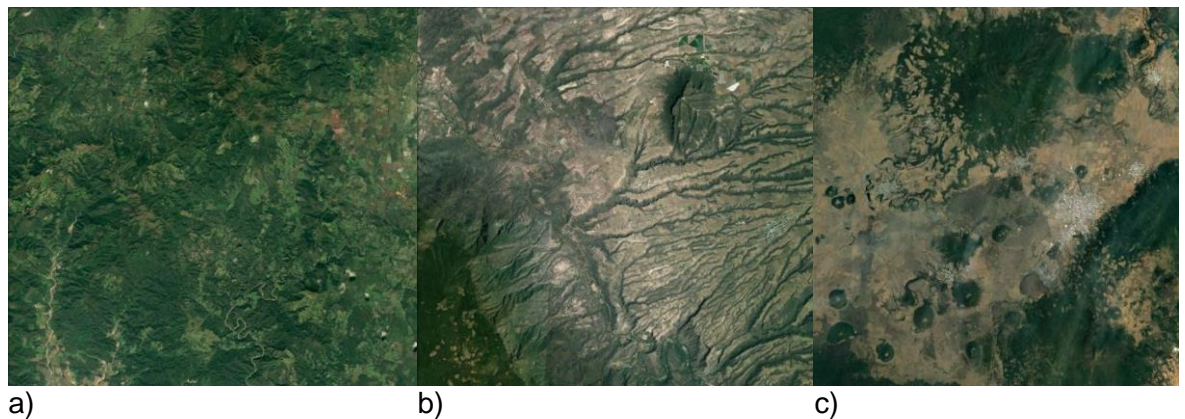


Figura 1: Tipos de paisajes conectores: a) paisaje permeable, b) corredor lineal y c) puntos de paso.

La conectividad de hábitats favorece no solo a los movimientos o desplazamientos de especies animales, sino también de especies vegetales y flujos de materia y energía (Vargas, 2013), asimismo Martínez *et al.* (2009) deducen que mantener la conectividad ecológica es un objetivo de la gestión territorial sostenible y de la conservación de la naturaleza. En este contexto, siendo Europa el núcleo central de estudios a nivel de paisaje, es aquí donde se han implementado y gestionado diversos estudios y estrategias de conservación, tal es el caso de la provincia de Barcelona, España, donde Martínez *et al.* (2009) analizaron, valoraron y planificaron los espacios libres con el objetivo de mantener las funciones ecológicas, paisajísticas y socioeconómicas claves; esto mediante mapas de permeabilidad o de resistencia para ciertos grupos funcionales de fauna y con ello lograr mapas de conectividad ecológica para los diversos grupos. Estas aplicaciones son consideradas como una de las principales herramientas para la ampliación de los planes especiales de protección y para el establecimiento de áreas específicas de interés para la conectividad.

Por otro lado, en la provincia de Lleida, España, se han identificado y delimitado áreas críticas para el mantenimiento de la conectividad del hábitat de especies de aves amenazadas y de alto valor para la conservación (Martínez *et al.*, 2009); mientras que en Girona, estos mismos autores implementaron una estrategia como herramienta para el fomento de la conectividad ecológica, social y paisajística, mediante un diagnóstico realizado en el año 2005 de los espacios conectores de su territorio (Martínez *et al.*, 2009).

Otros estudios de caso basados en el análisis de la conectividad del paisaje en el contexto internacional se pueden también referir al realizado por De La Cruz y Maestre (2013), quienes para la provincia de Cataluña, España, identificaron zonas críticas para el mantenimiento de la conectividad y disponibilidad del hábitat para el urogallo (*Tetraourogallus aquitanicus*). Su estudio valoró en qué medida los espacios de la Red Natura 2000 y del Plan de Espacios de Interés Natural de Cataluña son efectivos para proteger zonas críticas, incluyendo otras cubiertas forestales por afuera de las áreas de protección, pero también necesarias para su conservación. También Chassot *et al.* (2011)

analizaron en el año de 2005, el grado de conectividad estructural entre diferentes nodos y unidades de ecosistema natural en el Caribe norte de Costa Rica; se determinaron cuáles de estos cumplen las funciones más importantes en relación a la conectividad que presentan y la importancia e implicaciones que esto significa en términos de la movilidad para las especies de fauna locales. Los resultados mostraron un porcentaje de conectividad bajo en el paisaje del área de estudio, asimismo los nodos más importantes se ubicaron en la zona fronteriza con Nicaragua y en la zona costera del Caribe, resaltando la importancia fundamental del Refugio Nacional de Vida Silvestre Maquenque en relación a todas las demás áreas silvestres protegidas del área de estudio.

Marín *et al.* (2008) también estudiaron las variables estructurales del paisaje cafetalero en la cuenca alta del Río San Juan, al suroeste de Antioquia, Colombia; utilizaron imágenes satelitales SPOT del año 2001 para obtener un mapa de coberturas forestales, a las cuales se le aplicaron métricas de paisaje para evaluar la fragmentación y conectividad; los autores concluyeron que el análisis del patrón del paisaje ayudó a interpretar de manera espacial la configuración y composición de la cobertura forestal, la cual presentó una alta heterogeneidad debido a la gran cantidad de parches, siendo representadas las coberturas de bosque y de rastrojos con el mayor número de parches de menor tamaño; por lo contrario, las coberturas dominantes fueron los pastos y el café bajo sombra, éstos últimos presentaron los parches más grandes y de mayor continuidad forestal, convirtiéndose en aquellas zonas de paso principal y de mejor conectividad.

Otros casos de estudios realizados en México, son los desarrollados por Aguilar *et al.* (2014), quienes evaluaron la conectividad del hábitat viable del paisaje en la Sierra de Los Tuxtlas, con diferentes índices, entre estos, el índice integral de conectividad (IIC). Utilizaron distancias de dispersión de 2 (corto), 6 (medio) y 12 (largo) km para especies de fauna como el *Potos flavus* (martucha), *Caluromys derbianus* (tlacuache dorado), *Sciurus deppei deppei* (ardilla), *Odocoileus virginianus thomasi* (venado real), *Ateles geoffroyi* (mono araña), *Canis latrans cagottis* (coyote), *Alouatta palliata* (mono aullador) y *Herpailurus yaguarondi* (yaguaroundi), *Leopardus wiedii oaxacensis* (tigrijo) y *Leopardus pardalis* (ocelote). Con la clasificación de coberturas forestales,

detectaron 1,479 unidades de hábitat viable, 20 % del total del paisaje; de estas resultaron 367 con un rango muy alto de importancia para la conectividad según el IIC, el 80 % de estas unidades son ocupadas por selva manejada, el resto por vegetación natural conservada.

Un estudio multitemporal lo realizaron Correa *et al.*, (2014), evaluaron los cambios de conectividad del paisaje para los años 1975, 1996, 2000, 2003 y 2008 utilizando el Índice Integral de Conectividad (IIC) el cual basa su función con el uso combinado de un SIG, estructuras de grafos e índices de disponibilidad de hábitat (ámbito hogareño²) (Pascual-Hortal y Saura, 2006), con el fin de identificar áreas de conservación potenciales en la cuenca del Lago de Cuitzeo en Michoacán. Se modelaron la distribución potencial del lince rojo (*Lynx rufus mexicana escuinapae*) y el “cacomixtle” o “gato de cola anillada” (*Bassariscus astutus*), además determinaron la disponibilidad e idoneidad del hábitat en la cuenca e identificaron sus parches de hábitat óptimos; finalmente generaron mapas de resistencia acumuladas. El índice IIC mostró valores muy bajos, los cuales se asocian a la reducción de la disponibilidad de hábitat de las especies; su estudio mostró aquellas áreas de importancia para la conservación y su función como corredores de dispersión. De acuerdo a la CONANP (2015a), los ecosistemas deben mantener la representatividad general de las especies y la conectividad de sus procesos ecológicos y flujos genéticos entre sí, para aumentar su capacidad de persistir como ecosistemas funcionales y con ello, su capacidad de tolerar perturbaciones sin colapsar, donde el papel de las redes o corredores ecológicos y zonas de amortiguamiento entre áreas naturales protegidas y el mantenimiento de su representatividad serán factores clave en el paisaje.

4.3 Corredores de hábitat

La teoría de la biogeografía de islas, la ecología del paisaje y elementos teóricos de la ecología de poblaciones se integraron en un enfoque holístico, llamado biología de la conservación y a partir de esta, el diseño de corredores funge como una nueva

² Burt (1943) define al ámbito hogareño como el área sobre la cual los animales se desplazan normalmente en busca de alimento.

herramienta para la conservación de su biodiversidad (Zuñiga *et al.*, 2002). El concepto de corredor fue inicialmente usado por Simpson en 1936 para explicar la dispersión de las especies entre los continentes; Preston en 1962, recomendó establecer corredores entre reservas con el fin de incrementar el tamaño de poblaciones animales aisladas (García, 2012); en los años 70 se incrementan las recomendaciones orientadas a fortalecer la conectividad entre hábitats fragmentados.

Los corredores se han definido como espacios sub-regionales, biológicos y estratégicamente definidos, seleccionados como unidades de planificación e implementación de acciones de conservación a gran escala (García, 2012). Su objetivo es mantener la conectividad entre superficies naturales, mediante la creación, ampliación y consolidación de cubiertas forestales. Otros conceptos de corredor que incluyen aspectos en términos de paisaje, dispersión de fauna, biodiversidad y conservación y desarrollo sustentable se encuentran en Bennet (1998), Zúñiga *et al.* (2002) y García (2012).

Debido a la continua pérdida y aislamiento de hábitats se acentúa la necesidad de proveer a estos paisajes de conectividad, particularmente en forma de corredores y puntos de apoyo para el movimiento de la fauna; con este enfoque, diferentes estudios han sido desarrollados mediante técnicas de Sistemas de Información Geográfica (SIG), modelos de conectividad usando herramientas como Conefor o ALCOR1, así como otros programas para la modelación de corredores como Linkage Mapper, Unicor, Pathmatrix, Circuitscape o CorridorDesign.

De esta manera se pueden citar algunos trabajos relacionados tanto como la delimitación de corredores de hábitat o ecológicos o de fauna silvestre, hasta aquellos que promueven la creación de estrategias de conservación no solo a escala local, sino también de índole transnacional; por ejemplo, la comunidad Autónoma del país Vasco, propuso una red de corredores dotada del respaldo normativo jurídico en el marco de la legislación autonómica para la implantación y desarrollo de la Red Natura 2000, a partir de la selección de hábitats y especies objetivo sensibles a la fragmentación (Martínez *et*

al., 2009). En la región de Murcia, España se realizó un análisis de conectividad y se caracterizaron corredores ecológicos con el fin de mejorar la coherencia ecológica y la funcionalidad de la Red Natura 2000 (Martínez *et al.*, 2009); mientras que en la comunidad de Madrid se aplicaron modelos de distancias de coste bidireccionales para la definición de corredores entre las principales áreas naturales.

Dramstad *et al.* (2005) realizaron un compendio de diferentes estudios elaborados a nivel internacional, el cual incorpora la concepción y ejecución sobre la ecología del paisaje y que incluye las áreas de conservación, ampliación de hábitats y corredores de movimiento para la fauna. Algunos de los casos son: El *Corredor regional: Montañas de Sound Greenway*, un espacio natural de uso recreativo (Washington, E.U.A. 1995), donde se propone la creación de un cinturón verde. Como objetivo principal es preservar y unir parches de hábitats existentes a través de un cinturón de 160 kilómetros de longitud, donde incluyen tanto áreas recreativas para la población como incremento en áreas naturales y puntos de apoyo interconectados por una red continua de corredores que constituyan un reserva para fomentar el movimiento animal y proveer un hábitat protegido para una gran diversidad de especies. Otro trabajo es el del *Corredor internacional de fauna para ciervos* (Italia/Suiza, 1991), donde se creó un nexo que conecta dos reservas de fauna (una en Italia y otra en Suiza) con la finalidad de mantener y restaurar el corredor de migración anual del ciervo rojo (*Cervus elaphus*); un trabajo más es aquel en donde se construyen túneles o pasos de fauna bajo carreteras, denominado *carretera que cruza: pasos para la fauna por debajo de la carretera* (Miami, E.U.A.1993) y el trabajo *túnel para la fauna: movimiento de especies amenazadas* (New South Wales, Australia, 1989), desarrollados principalmente por la fragmentación que ocurre en el hábitat de la pantera de florida (*Puma concolor coryi*) y el possum pigmeo de montaña (*Burramys parvus*) debido a la construcción de carreteras.

Otro trabajo se refiere a la *red regional: hábitat y áreas de recreo/corredores de protección de inundaciones* (sur de Wisconsin, E.U.A. 1993), que consiste en 285 km² de corredores protegidos, siendo uno de los cinturones verdes más extenso en los Estados Unidos. El principal objetivo de este sistema es la protección de los hábitat, el

recreo, la protección y control de las aguas de avenida; estos corredores proveen una mayor conectividad para el movimiento humano y de la fauna, ya que tiene rutas alternativas para el recreo humano y otras para el movimiento de la fauna para evitar conflictos y finalmente la gestión de los corredores riparios proporcionan ayuda para proteger las aguas de avenida.

Manjarrez (2014) presentó una propuesta de corredores mediante el análisis de modelos de conectividad entre las áreas protegidas del caribe colombiano, desarrollado en un SIG y utilizando un criterio de evaluación de la conectividad llamado ponderación de costo (cost-weighting) y el uso de Corridor Design aplicando criterios soportados con información geográfica espacial y criterios de expertos para ponderar las variables. Su propuesta finalmente concluye en la delimitación de seis rutas, en las que se recomienda exista un manejador núcleo de la información para la región, además de consolidar un escenario para lograr la articulación de los ejercicios de conectividad de las áreas protegidas como zonas núcleo con otros ejercicios de conectividad; validar y socializar los corredores propuestos con los equipos de trabajo de las áreas protegidas de carácter nacional, con el fin de realizar ejercicios a una escala más detallada que integre corredores de conectividad a nivel local y aporte a una adecuada toma de decisiones a nivel de territorio.

Frías (2015), diseñó y evaluó el corredor del puma (*Puma concolor*) entre el Parque Nacional La Tigra y las Reservas Biológicas Uyuca y Yuscarán-Monserrat Zamorano en Honduras, por medio de un análisis de factores de idoneidad, utilizando al puma como una especie clave. El diseño del corredor y la evaluación de los posibles “cuellos de botella” del corredor lo realizó usando la herramienta Corridor Designer Evaluation Tool para ArcGis®. Para identificar el hábitat idóneo del puma aplicó el criterio de expertos y revisión de literatura, con lo que fueron asignados los pesos relativos a las variables de usos y coberturas de la tierra, distancia a áreas pobladas, densidad poblacional, distancia a ríos y distancia a carreteras. Al final del análisis se identificaron tres corredores idóneos para conectar las áreas protegidas. La evaluación de estos corredores, indicó que ninguno presentó zonas de cuellos de botella bajo un umbral de >500 m; sin embargo

concluyó, que la conservación exitosa del puma dependerá de la integridad del hábitat y de las presas silvestres para el felino.

Otros estudios relacionados a los corredores de hábitat en contexto nacional han sido los desarrollados para la conservación del ocelote por Grigione *et al.* (2009), quienes identificaron áreas potenciales para la conservación de felinos en el norte de México (Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas) y sur de Estados Unidos (Arizona, Nuevo México y Texas); su propósito fue construir un modelo de áreas de conservación prioritarias para el jaguar (*Panthera onca*), el ocelote (*Leopardus pardalis*) y el jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) a fin de asegurar la viabilidad a largo plazo de las poblaciones de gatos neotropicales en esta región. Como resultado, definieron veintiuna unidades de conservación y siete corredores, los cuales fueron identificados como áreas para concentrar los esfuerzos de conservación para proteger a los felinos; ya que la planificación del paisaje puede proporcionar opciones para la resolución de conflictos de ocelotes arrollados en el sur de Texas, Estados Unidos. Esta idea también fue concebida por Tewes y Hughes (2001), quienes sugirieron en su estudio realizado en el sur de Texas, varias estrategias de conservación proponiendo principalmente la creación de pasos inferiores de carreteras y vallas, además de otras estrategias de recuperación alternativa como la restauración de hábitat sobre todo a lo largo de los segmentos de carretera.

Carranza y Oseguera (2014), definieron áreas con potencial para el establecimiento de corredores biológicos priorizando la conectividad de ecosistemas de la región Mixteca Oaxaqueña en México. Utilizando un SIG y la herramienta Corridor Design. Modelaron la disponibilidad de hábitat y por último determinaron las mejores zonas para la creación de los corredores. Los corredores propuestos se definieron por grupo de especies prioritarias locales como los de la familia *Plethodontidae* (salamandras), especies de la familia *Felidae* (yaguarundí, ocelote, tigrillo, puma y lince), la familia *Phyllostomidae* (murciélagos nectarívoros), de la familia *Cervidae* (venado cola blanca) y de la familia *Anguidae* (lagartijas). Para la modelación se utilizaron variables como cubierta de usos del suelo y vegetación, elevación, pendiente y distancias a carreteras; la

ponderación de los valores intrínsecos de cada variable fue resuelta con base a bibliografía y la opinión de expertos. Como resultado, destacaron los mapas de disponibilidad de hábitat de las familias *Felidae* y *Cervidae*, ya que la disponibilidad de hábitat abarcó en su mayoría toda la zona de estudio.

Como una iniciativa de cooperación entre países centroamericanos como Belice, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Honduras, Nicaragua y Panamá y México, se definió en el año 2002, el Corredor Biológico Mesoamericano-México (CBMM), el cual opera de forma coordinada mediante un conjunto de actividades dirigidas a la conservación de la diversidad biológica y la promoción del desarrollo urbano sostenible con objetivos a mediano y largo plazo, esto por considerarse una región de gran diversidad geográfica, climática, biológica y cultural (Zuñiga *et al.*, 2002). Mientras que en México el CBMM tiene un conjunto diverso de actores en zonas de particular valor para la conservación de la biodiversidad, zonas que constituyen importantes funciones de conectividad entre áreas protegidas en los estados del sureste del país y tiene como objetivo el quehacer de fortalecer las capacidades locales en el uso sustentable de los recursos naturales y promover la conservación de los mismos para futuras generaciones (CONABIO, 2016a).

Una última iniciativa es la del Corredor Ecológico de la Madre Sierra Oriental (CESMO), que surge en 2011 con apoyo del gobierno alemán; está diseñado bajo un enfoque transversal en el que participan alrededor de 30 instituciones del sector público, privado y de la sociedad civil organizada, encabezadas por la Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, la Secretaria de Ganadería y Recursos Pecuarios y la Comisión de Áreas Naturales Protegidas, con la asesoría de la Cooperación Alemana al Desarrollo. El CESMO comprende más de cuatro millones de hectáreas en 273 municipios de la Sierra Madre Oriental, entre los estados de San Luis Potosí, Querétaro, Hidalgo, Puebla y Veracruz y su importancia radica en que la superficie que lo conforma se caracteriza por mantener un capital natural, social, cultural e histórico sobresaliente, por lo que se busca contribuir a conservar los ecosistemas de dicha región (SAGARPA, 2015).

4.4 Áreas Naturales Protegidas

En México, el concepto de área natural protegida (ANP) se conoce desde la época precolombina, sin embargo, formalmente la primer área natural protegida fue decretada en 1876 y corresponde al Parque Nacional Desierto de los Leones (CONANP, 2015). En 1989 solo el 1.6 % del territorio estaba cubierto por Parques Nacionales, Reservas de la Biosfera y otras categorías; actualmente las áreas protegidas se componen de 181 zonas federales decretadas, las cuales cubren el 10.77 % del territorio nacional terrestre y 22.64 % del mar territorial (Tabla 2). Las ANP forman parte de una política y estrategia establecida por el Gobierno Federal con el fin de lograr objetivos de conservación sobre la biodiversidad y los recursos naturales y que estos cumplan y contribuyan a generar beneficios para la sociedad en general, específicamente a los pobladores que viven en ellas o en su entorno (CONANP, 2017).

Tabla 2. Categorías y superficie de las Áreas Naturales Protegidas en México.

Número de ANP	Categoría	Superficie (ha)
45	Reservas de la Biosfera	77,761,531
66	Parques Nacionales	1,411,319
5	Monumentos Naturales	16,269
8	Áreas de Protección de Recursos Naturales	4,503,345
39	Áreas de Protección de Flora y Fauna	6,795,963
18	Santuarios	150,193
181	6	90,638,620

Las áreas protegidas son un elemento integral en una estrategia de conservación de los recursos naturales. Sin embargo no es suficiente proteger los ecosistemas a través de áreas protegidas, ni ello representa la solución a los problemas ambientales del área (Zúñiga *et al.*, 2002), ya que se hacen evidentes algunos aspectos que apuntan a la necesidad de aumentar el tamaño y número de reservas para proteger todos los tipos de ecosistemas presentes en el país; por ejemplo, el bosque tropical caducifolio que tiene una representación proporcional escasa dentro del conjunto de ANP del país, a pesar de ser uno de los ecosistemas más ricos en biodiversidad y en especies endémicas. Además, muchas de estas reservas albergan especies amenazadas y de distribución restringida,

pero al ser la mayoría de las ANP de tamaño pequeño y estar próximas a grandes centros urbanos, se dificulta la viabilidad y la permanencia de estas especies a largo plazo, convirtiendo a las ANP en islas (Guido, 2015). Asimismo Hernández (1992) ya reportaba que la mayoría de las ANP son pequeñas y no son aptas para mantener poblaciones viables y estables de vertebrados a largo plazo, principalmente de carnívoros de amplios ámbitos hogareños, también mencionó que el establecimiento de grandes áreas naturales protegidas no sólo debía crear un efecto de conservación hacia el interior del área protegida, sino también crear una influencia más allá de los límites de la misma, debido a la naturaleza espacio-temporal de los procesos poblacionales y ecológicos.

Martínez *et al.* (2009) mencionan que los espacios protegidos requieren de conectividad para su mantenimiento a largo plazo ya que en estas áreas se conservan ecosistemas, poblaciones, especies y procesos ecológicos. Múgica *et al.* (2002) consideran los espacios naturales protegidos como los instrumentos más utilizados y ensayados por las administraciones públicas de todo el mundo como herramientas para la conservación de la naturaleza y pueden considerarse por tanto como los territorios sobre los que la sociedad cuenta con más fuerza para imponer un criterio de protección de los procesos ecológicos naturales frente a otros territorios, donde la explotación y la inversión de energía artificial prevalecen.

Según Múgica *et al.* (2002), la estructura de los espacios protegidos no asegura la necesaria conectividad funcional del conjunto del territorio, por lo que sugiere abordar un enfoque más integral; dada la relevancia de la superficie actualmente protegida, así como la experiencia ganada en la última década en la planificación y gestión de estos territorios. Cobra sentido el objetivo de haber iniciado un proceso de constitución de una red o sistema de conservación tomando estos espacios como punto de partida. De la misma manera, De Lucio *et al.* (2003) señalan que el mejor conocimiento de los procesos ecológicos en el territorio, ocurrido en los últimos años, y el avance de las políticas institucionales de ordenación territorial y protección de la naturaleza hacen ya posible una reflexión encaminada a la formulación de objetivos de la creación de redes o

sistemas de espacios naturales protegidos; existiendo redes pensadas para facilitar el intercambio genético de poblaciones y otras para garantizar la representación de la variedad de especies y ecosistemas de un ámbito ecorregional. En este sentido, aplica el concepto de conectividad, considerada como la capacidad del territorio para permitir el flujo de una especie entre parches de hábitat para una especie o conjunto de especies similares desde el punto de vista de sus requerimientos ecológicos y capacidad de dispersión.

Elbers (2011) destaca en los lineamientos del Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012 en materia de ANP para México, los compromisos en materia de conservación de los ecosistemas y su biodiversidad en los que no solo deben incluirse en la ampliación y consolidación del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas y otras modalidades de conservación, si no también mediante la gestión en zonas ubicadas por fuera de las áreas protegidas. El estado de Jalisco cuenta con 19 áreas bajo protección legal mediante decreto federal, estatal y municipal, cubren el 25.7 % de la superficie del estado y están representadas a nivel federal por dos reservas de la biosfera (Sierra de Manantlán y Chamela-Cuixmala), un parque nacional (Nevado de Colima), dos áreas de protección de flora y fauna (Bosque La Primavera y Sierra de Quila), un área de protección de recursos naturales (Cuenca alimentadora del distrito nacional de riego 043, estado de Nayarit), cinco santuarios (Playa Mismaloya, Teopa, Cuixmala, El Tecuán e Isla de la Bahía de Chamela); a nivel estatal, dos parques (Bosque Mesófilo Nevado de Colima y Bosque de Arce), dos áreas de protección hidrológica (Sierra del Águila y Cerro Viejo Chupinaya-Los Sabinos), una zona de conservación ecológica (Estero El Salado), una formación natural de interés municipal (Piedras Bola) y tres áreas municipales de protección hidrológica (Barranca del Río Santiago, Bosque Los Colomos y Bosque El Nixticuil) (Zepeda, 2013). Una de las condiciones para lograr la conservación y uso sostenible de los recursos naturales de Jalisco, es la promoción y consolidación de un Sistema Estatal de Áreas Naturales Protegidas para el estado, según lo refieren González *et al.* (2004), ya que las ANP de Jalisco son estratégicas para el desarrollo actual y futuro, principalmente las que conservan los bosques y selvas de la entidad, ya que en ellas se capta e infiltra agua de lluvia que permite el abastecimiento de mantos freáticos

y mantienen manantiales, pozos y ríos que abastecen de agua a las áreas urbanas, a la industria y a la agricultura.

Las ANP son unos de los instrumentos de gestión del territorio que permiten la conservación de la diversidad biológica, especies endémicas y en peligro de extinción, conservar ecosistemas funcionales y paisajes naturales o tradicionales, conservar procesos ecológicos y evolutivos, proteger áreas de valor escénico, conservar paisajes históricos y formas tradicionales de uso del suelo y sostener los servicios ecológicos que los ecosistemas proveen a la sociedad (agua, madera, peces y fauna silvestre, captura de carbono y producción de oxígeno, estabilización climática, purificación del aire, construcción de suelos y protección de costas y riberas, entre otros); en este sentido, la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) establece la obligatoriedad de que toda área protegida debe contener un programa de manejo, el cual define la planeación y regulación que establece las actividades, acciones y lineamientos básicos para el manejo y la administración del área natural protegida (CONANP, 2016), en este también se instauran subprogramas de manejo, entre estos el de restauración y, entre sus componentes sugiere la realización de estudios de conectividad y ecología del paisaje, así como de restauración de ecosistemas, la recuperación de especies en riesgo y emblemáticas y la rehabilitación de corredores; esto con el objetivo de proteger y conservar los ecosistemas y su biodiversidad presentes en el área, frenando el deterioro ambiental y por otro lado recuperar las condiciones originales de los ecosistemas (CONANP, 2016a).

4.5 Descripción de especies de fauna

4.5.1 Descripción del ocelote

El ocelote (*Leopardus pardalis Linnaeus, 1,758*) pertenece a la

Clase: Mammalia

Orden: Carnivora

Familia: Felidae

Subfamilia: Felinae y

Género: Leopardus

El ocelote (*Leopardus pardalis*) pertenece al conjunto de felinos silvestres que habitan en México; su distribución actual va desde el sur de Estados Unidos hasta el norte de Argentina (Pérez y Santos, 2015 y Payán y Soto, 2012). En México, la especie abarca desde las planicies costeras del pacífico y del golfo de México hasta la península de Yucatán (Figura 2); su hábitat incluye el bosque espinoso y matorral xerófilo, el bosque mesófilo de montaña, las selvas húmedas y secas el bosque de encino y vegetación rarápía (Pérez y Santos, 2015 y Ramírez *et al.*, 2014).



Figura 2: Distribución potencial a nivel nacional (Fuente: Ceballos *et al.*, 2006).

Su tamaño es mediano, llega a tener una longitud total entre 950 a 1,400 mm y, una cola entre 250 a 450 mm; su peso oscila entre 10 y 15 kg existiendo un dimorfismo sexual por lo que los machos poseen más peso que las hembras. Presenta motas de color café oscuro con el borde negro, las motas en los hombros y cuello son alargadas y las de la parte posterior son redondeadas, en el vientre las manchas son completamente

negras. Su cabeza es pequeña, presenta motas de tamaño reducido y dos franjas negras a cada lado de los cachetes y de 4 a 5 bandas negras paralelas a lo largo del cuello; su cola presenta anillos o manchas oscuras terminando con la punta negra; asimismo el pelaje del ocelote es corto y de color amarillo pálido a rojizo (Figura 3).



Figura 3: Ejemplar adulto de ocelote. (Fuente: <http://naturalista.conabio.gob.mx/taxa/41997-leopardus-pardalis>
<https://www.flickr.com/photos/8845796@N02/771066307>
<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0>).

Los ocelotes se alimentan especialmente de pequeños mamíferos (ratones, conejos) aunque pueden alimentarse también de reptiles (iguanas, ranas), aves, peces, cangrejos y tortugas pequeñas e insectos (López *et al.*, 2012 y Villa *et al.*, 2002).

La reproducción de este felino es anual (diciembre a febrero) donde la mayoría de los machos maduran a los 30 meses mientras que las hembras pueden comenzar a reproducirse a los 18 meses sin embargo suelen tener su primera camada hasta los 24 meses con un periodo de gestación de 70 a 85 días; el tamaño de la camada varía entre uno y dos cachorros, los cuales acompañan a la madre hasta el año y medio o dos de vida (Zarza, 2006). El ocelote en el medio natural llega a vivir 10 años (Pérez y Santos, 2015) y hasta 20 en cautiverio (Hunter y Barrett, 2011).

El ocelote se encuentra en la categoría de Riesgo Menor en el ámbito internacional (Paviolo *et al.*, 2015), pero la normatividad mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010) lo ubica en la categoría de peligro de extinción (CONABIO, 2015a); las causas son varias pero la principal es la pérdida de hábitat, la cacería ilegal y la disminución de sus presas. La reducción de hábitat coloca en riesgo a las poblaciones de felinos que requieren grandes extensiones para su subsistencia, en el caso de los ocelotes, éstos se desplazan entre 1.9 y 3 kilómetros promedio por día en búsqueda de alimento, pareja y hogar (Pérez y Santos, 2015, Martínez, 2013, Díaz y Payán, 2011 y Ceballos y Oliva, 2005). Esta especie es un agente importante en la naturaleza como controlador de las poblaciones de las pequeñas y medianas presas de las que se alimenta, son especialistas de hábitats cerrados e indicadores de buena calidad del hábitat (López *et al.*, 2012).

4.5.2 Descripción del venado cola blanca

El venado cola blanca (*Odocoileus virginianus* Zimmermann, 1,780) pertenece a la

Clase: Mammalia

Orden: Artiodactyla

Familia: Cervidae

Subfamilia: Capreolinae y

Género: *Odocoileus*

Esta familia se encuentra ampliamente distribuida en el continente americano, en México se encuentran cuatro especies: *Odocoileus hemionus*, *O. virginianus*, *Mazama temama* y *M. pandora*. *O. virginianus*, agrupa a 38 subespecies presentes únicamente en el continente americano, de las cuales, 14 se distribuyen de manera natural en México (Tabla 3 y Figura 4) (SEMARNAT, 2014).

Tabla 3. Subespecies de *O. virginianus* representadas en territorio nacional.

Subespecies en México			
1	<i>O. v. texanus</i>	8	<i>O. v. yucatanensis</i>
2	<i>O. v. carminis</i>	9	<i>O. v. thomasi</i>
3	<i>O. v. couesi</i>	10	<i>O. v. acapulcensis</i>
4	<i>O. v. miquihuanensis</i>	11	<i>O. v. truei</i>
5	<i>O. v. sinaloae</i>	12	<i>O. v. toltecus</i>
6	<i>O. v. veraecrucis</i>	13	<i>O. v. nelsoni</i>
7	<i>O. v. mexicanus</i>	14	<i>O. v. oaxacensis</i>

En el territorio nacional se encuentra de manera natural exceptuando en la península de Baja California, ocupando una gran diversidad de ecosistemas, que va desde las regiones secas del norte, chaparrales, desiertos, matorrales, bosques templados, pastizales templados, hasta las regiones tropicales del sur (Figura 4).



Figura 4: Distribución del venado cola blanca por subespecies (14) a nivel nacional (Fuente: Elaboración propia, tomado de Villarreal *et al.*, 2014).

El venado cola blanca es de tamaño mediano, posee un cuello largo y relativamente grueso, patas largas y fuertes. La forma de sus dientes les permite triturar una gran variedad de plantas y son los únicos mamíferos a los que les crecen cada año las astas (enero y marzo se pierden y las nuevas empiezan a crecer entre abril y mayo), las cuales se presentan únicamente en los machos (Romero y Medellín, 2005).

Su coloración en la parte superior varía del café castaño brillante a grisáceo en verano y al gris o pardo durante el invierno; esto varía dependiendo de la localidad y la época del año. En la región ventral de su cuerpo, en porciones de la cabeza como alrededor de sus ojos, hocico y nariz y en la parte ventral de la cola el pelaje es de color blanco. Los ejemplares juveniles son moteados en la región dorsal y son llamados cervatos o cervatillos. El crecimiento corporal de huesos y músculos de los machos termina a la edad de 4 años, por lo tanto la variedad de las astas de los más jóvenes presenta menos desarrollada; la talla de estos animales va desde una longitud de cabeza y cuerpo de 850 a 2,100 mm, con una longitud de cola de 100 a 350 mm, con una altura al hombro de 550 a 1,143 mm, con una longitud de pata trasera de 140 a 229 mm, con una longitud de oreja de aproximadamente $\frac{1}{2}$ longitud de la cabeza, con un peso que va desde los 18 a 215 kg (Romero y Medellín, 2005). Los machos presentan astas ramificadas con una rama basal de donde parten las ramificaciones, si los ejemplares presentan astas sencillas sin ramificaciones son llamados comúnmente aleznillos (Figura 5) (SEMARNAT, 2014).

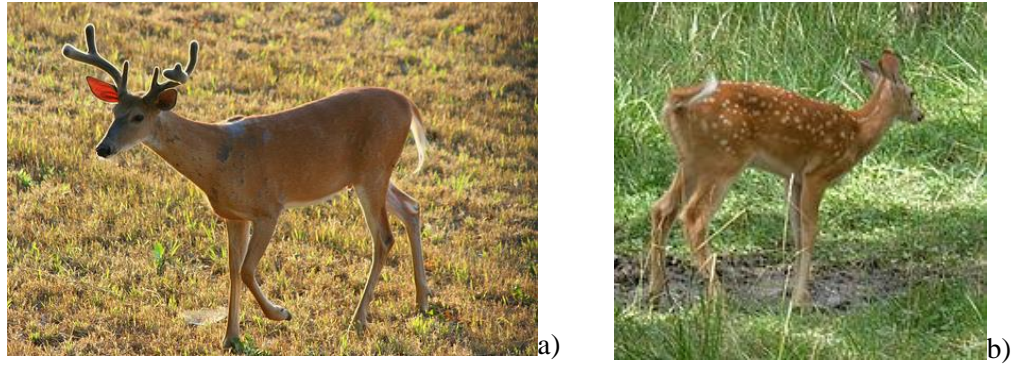


Figura 5: (a) Ejemplar adulto de venado cola blanca y (b) ejemplar juvenil (Fuente: <http://naturalista.conabio.gob.mx/taxa/42223-Odocoileus-virginianus>
<https://www.flickr.com/photos/91115622@N00/751501000>
<http://creativecommons.org/publicdomain/mark/1.0/>)

Esta especie se alimenta de pastos, hongos, nueces, flores/frutos líquenes o ramonean el follaje y ramas tiernas de arbustos o árboles (López *et al.*, 2012). De manera general, el venado cola blanca no forma grandes agrupaciones y la unidad social básica está compuesta por una hembra adulta, su hija y las dos crías de la temporada más reciente, incluso varias hembras pueden llegar a formar grupos más o menos permanentes dentro de un área determinada. Los machos adultos generalmente son solitarios o forman grupos pequeños, en los que se establece una jerarquía de dominancia, mantenida por despliegues conductuales. Los machos marcan su territorio con sus glándulas faciales y con orina, durante la época de apareamiento. Durante el invierno, pueden agregarse varios animales en áreas favorables. Se han reportado densidades poblacionales de 25 a 50 individuos/km² y ámbitos hogareños individuales de 24.3 a 356.1 ha, siendo mayores los de los machos (Romero y Medellín, 2005).

La reproducción puede ocurrir a lo largo de todo el año, con picos de apareamiento dependiendo del área de distribución. Aunque son sexualmente maduros al año, generalmente ninguno de los dos sexos se aparea antes de los dos años de edad. Las hembras son estacionalmente poliéstricas (presentan varios ciclos estrales solo durante ciertas estaciones del año, aunque puedan existir excepciones a esta regla) con un ciclo estral de 28 días aproximadamente y un estro (periodo de receptividad sexual, al final

del cual se produce la ovulación) que dura 24 hrs. La gestación tiene una duración de 195 a 212 días. Generalmente las hembras dan a luz 1 cría en su primera camada y 2 de manera subsecuente; a veces 3 o hasta 4. Generalmente los venados cola blanca no viven más de 10 años en vida libre, pero se estima que puedan llegar a vivir alrededor de 20 años. El venado cola blanca es una especie diurna con picos de actividad durante el amanecer y atardecer (Romero y Medellín, 2005).

Esta especie ha sido cazada por muchos años, tanto por su carne y piel, como por deporte. Esto, aparentemente, no ha traído una reducción importante en las poblaciones. Sin embargo, aparentemente en México y Centroamérica, sus poblaciones sí han sido afectadas y han existido múltiples translocaciones y probablemente muchas de las áreas originales ya no representan a las poblaciones originales (SEMARNAT, 2014).

La Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010) no incluye esta especie en ninguna categoría de riesgo. La CITES no la incluye en ninguno de sus apéndices y dentro de la Lista Roja de Especies Amenazadas (UICN) la especie se encuentra listada como preocupación menor. Sin embargo la especie *Odocoileus hemionus subespecie sheldoni* (Venado bura) endémica de México se encuentra en peligro de extinción así como *Odocoileus hemionus subespecie cerrosensis* (venado bura de isla cedros) amenazada; esto debido a las problemáticas antes mencionadas y a la alta deforestación y por consiguiente la pérdida de hábitat para los venados, siendo mayor en zonas tropicales del país.

El venado es una especie ecológica, económica y social importante, ya que es una especie clave en la ecología de los ecosistemas, ya que este tiene un importante rol como herbívoro y como presa. En el aspecto económico debido a sus características (adaptabilidad, tamaño, amplia distribución geográfica, la calidad de su carne y sus estéticas astas) se ha convertido en una de las especies de fauna silvestre más importante cinegéticamente en México, si no es que la más importante trayendo como resultado importantes beneficios económicos. Siendo las de mayor importancia cinegética *O. v. texanus* por la calidad y tamaño de sus astas y *O. v. couesi*, especie con mayor

distribución en el país (SEMARNAT, 2014). En el aspecto social desde tiempos remotos el venado ha estado relacionado con la herencia cultural y social del hombre utilizándolo como un recurso de subsistencia. Posteriormente en muchas culturas la visión de estos animales se fue transformando en una apreciación religiosa ya que los venados macho significaban el crecimiento, el renacimiento, la fecundidad y la renovación del mundo, esto por sus dotaciones de astas que se renuevan cada año. En muchos pueblos indígenas de México, como los huicholes, mazahuas, mexicas, kikapús, tarahumaras, tepehuanos, yaquis, coras y seris, los venados han sido representados como un hermano, un animal totémico o un dios salvador, motivo de reverencias, fiestas, bailes, leyendas o tradiciones religiosas (SEMARNAT, 2014).

5 OBJETIVO

5.1 Objetivo general

Determinar la conectividad del paisaje del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila y su zona de influencia.

5.2 Objetivos particulares

- 1.- Realizar un mapa de uso de suelo y vegetación mediante la clasificación supervisada de imágenes satelitales Landsat 8 (enero, 2014).
- 2.- Caracterizar la cobertura forestal en base a la composición, estructura y función empleando índices de paisaje.
- 3.- Identificar la conectividad del paisaje y priorizar el hábitat forestal para el mantenimiento de la conectividad en función a la dispersión de las especies *Leopardus pardalis* (Ocelote) y *Odocoileus virginianus* (Venado cola blanca).
- 4.- Elaborar mapas de idoneidad y corredores de hábitat por especie.

6 MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Localización y descripción del área de estudio

El área de estudio abarca 25 municipios del estado de Jalisco, de los cuales San Martín Hidalgo, Tecolotlán, Atengo, Cocula y Villa Corona incluyen el 100 % de su superficie dentro del área de estudio; mientras que Juchitlán, Chiquilistlán, Tenamaxtlán y Atemajac de Brizuela incluyen del 90 al 98 %; Ameca, Mixtlán, Ayutla, Acatlán de Juárez, Cuautla y Unión de Tula desde el 77 % al 46 %; y en menor proporción están Tala, Amacueca, Atenguillo, Tapalpa, Zacoalco de Torres, Guachinango, Techaluta de Montenegro, Teuchitlán, Tonaya y Tlajomulco de Zuñiga con un 38 al 3 %.

En total la superficie del área de estudio cubre 631,505 ha con un perímetro de 322.44 km y geográficamente se ubica entre las coordenadas extremas 19° 98' 87'' y 20° 59' 96'' de latitud N y -104° 50' 91'' y -103° 60' 39'' de longitud W (Figura 6). A partir de esta delimitación se caracteriza el medio perceptual (paisaje), el cual se define como el mosaico paisajístico o conjunto del paisaje, y en donde se interpreta con base a la composición, estructura y función.

Esta área se considera representativa de los paisajes del occidente de México por su alta heterogeneidad paisajística, con presencia de áreas agrícolas, ganaderas, zonas urbanas, cuerpos de agua, vegetación tanto primaria como secundaria. El área de estudio se delimita al noreste con el Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera (LP), al sureste con La Sierra de Tapalpa, al suroeste con la Sierra de Cacomá y al noroeste con el Área de Protección de los Recursos Naturales de la Cuenca Alimentadora del Distrito Nacional de Riego 043 (APRN CADNR 043) (Figura 6).

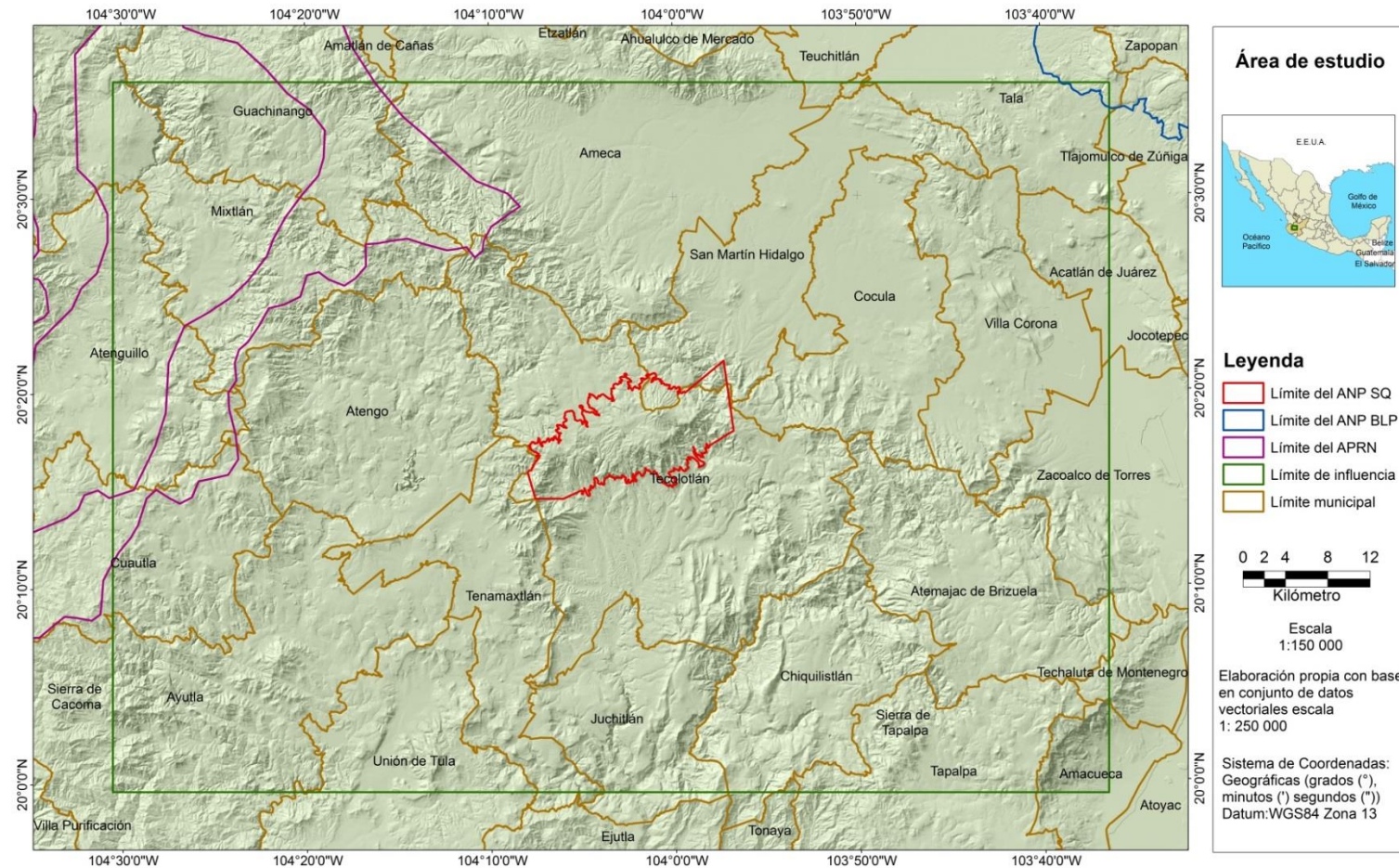


Figura 6: Localización del área de estudio y como punto central el Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila(ANP SQ), Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera (ANP LP) y el Área de Protección de los Recursos Naturales de la Cuenca Alimentadora del Distrito Nacional de Riego 043 (APRN CADNR 043).

La superficie de estudio se localiza en su gran mayoría en la provincia fisiográfica del Eje Volcánico Transversal Mexicano, mientras que una pequeña porción se ubica sobre la provincia de la Sierra Madre del Sur; en el área dominan las sierras altas complejas con elevaciones que van desde los 885 hasta los 2,902 msnm.

6.1.1 Clima

En el área prevalece un clima semicálido subhúmedo A(C)w con temperatura media anual mayor de 18°C, con temperatura del mes más frío menor de 18°C y temperatura del mes más caliente mayor de 22°C; el clima templado subhúmedo con lluvias en verano C(w) con temperatura media anual entre 12 y 18°C, con una temperatura del mes más frío de entre -3 y 18°C y con una temperatura del mes más caliente bajo 22°C y el clima semiárido semicálido BS1hw con una temperatura media anual mayor a 18°C, con temperatura del mes más frío menor a 18°C y temperatura del mes más caliente mayor a 22°C; con una precipitación pluvial promedio anual de 600 hasta los 1, 200 mm (CONABIO, 2015).

6.1.2 Hidrología

El área de estudio es un parteaguas que abastece a tres regiones hidrológicas tanto para el estado de Jalisco, como a los estados de Colima y Nayarit que corresponden a la región del Río Ameca situada al norte del área de estudio, la región del Lerma-Santiago que se sitúa al noreste del área, y la región Armería-Coahuayana que se ubica hacia el sur del área de estudio (CONABIO, 2015); los arroyos que bajan por las cañadas de la cara norte del área de estudio se juntan para formar al río Grande, que después se convierte en el río Ameca y los arroyos que bajan por las cañadas de la cara sur del área forman el río Ayutla que se une después al río Armería.

6.1.3 Suelos

De acuerdo a CONABIO (2015); en el área de estudio están presentes 12 tipos de suelo (de mayor a menor proporción) distribuidos de la siguiente manera: Feozem háplico, Regosol eútrico, Luvisol crómico, Vertisol pélico, Regosol dístrico, Regosol calcárico, Andosol mólico, Litosol, Cambisol crómico, Solonchak gleyico, Feozem háplico, y Feozem calcárico.

6.1.4 Vegetación y otros usos del suelo

La diversidad de condiciones edáficas y climáticas ha dado como resultado la presencia de diferentes tipos de vegetación entorno al área de estudio donde se presentan diversas comunidades vegetales y usos de suelo, todas estas conforman la matriz del paisaje. De acuerdo a la actual (serie V) carta de vegetación y uso del suelo del INEGI (2015) las coberturas vegetales y otros usos del suelo que inciden en el área de estudio son:

El *bosque de encino*, es aquella comunidad arbórea, subarbórea u ocasionalmente arbustiva integrada por varias especies del género *Quercus* (encinos, robles) que en México, salvo condiciones muy áridas se ubican prácticamente desde los 300 hasta los 3,000 m. Se encuentra muy relacionado con los bosques de pino, formando una serie de bosques mixtos con especies de ambos géneros. Esta comunidad en fases sucesionales tempranas puede estar compuesta predominantemente por árboles y/o arbustos (INEGI, 2007a). El *bosque de encino-pino*, es aquella comunidad con especies dominada principalmente por el género *Quercus* (más del 50 %), y *Pinus* en segundo término, se distribuye principalmente en los sistemas montañosos del país, se desarrolla en climas templados, semifríos, semicálidos, y cálidos húmedos y subhúmedos con lluvias en verano, con una temperatura que oscila entre los 10 y 28° C y una precipitación total anual que varía desde los 600 a 2,500 mm, en cuanto a la altitud oscila desde los 300 y 3,000m. (INEGI, 2009). Esta comunidad también puede estar compuesta predominantemente por árboles y/o arbustos en fases sucesionales tempranas (INEGI, 2007a).

El *bosque de pino*, es una comunidad arbórea, subarbórea u ocasionalmente arbustivas de origen septentrional (Holártico), constituida por árboles del género *Pinus* principalmente de las regiones templadas y semifrías con diferentes grados de humedad; la fisonomía de estos bosques es característica y de las diferentes especies de pino que los definen algunas suelen prosperar en lugares francamente calientes tanto en lugares húmedos como semiáridos; presentan alturas que van de los 15 a los 30 m en promedio Rzedowski (1978). Estos bosques son de amplia distribución en México, se localizan en las cadenas montañosas de todo el país desde los 300 m de altitud hasta los 4,200 m en

el límite altitudinal de la vegetación arbórea (INEGI, 2009); mientras que las comunidades mixtas de *bosque de pino-encino* se componen principalmente de especies de *Pinus*, con mayor dominancia (más del 50 %), y *Quercus*, con menor dominancia; estos géneros forman intrincados mosaicos con relaciones complejas debido a la similitud de sus exigencias ecológicas; en cuanto a las especies más comunes se encuentran *Pinus lumholtzii*, *P. douglasiana*, *P. oocarpa*, *Q. resinosa* y *Q. coccolobifolia* (INEGI, 2009). Esta comunidad también puede estar compuesta predominantemente por árboles y/o arbustos en fases sucesionales tempranas (INEGI, 2007a).

La *selva baja caducifolia*, es una comunidad arbórea o subarbórea de origen tropical donde predominan los climas cálidos subhúmedos, semisecos o subsecos con un promedio de temperatura anual superior a 20°C, con una precipitación anual de 1200 mm como máximo y 600 mm como mínimo. Más del 75 % de sus componentes vegetales pierden las hojas durante la época seca del año. Se le encuentra desde el nivel del mar hasta aproximadamente 1,900 m, rara vez hasta 2,000 m de altitud. Los componentes arbóreos de esta selva presentan baja altura, normalmente de 4 a 10 m (eventualmente hasta 15 m) (INEGI, 2009). Esta comunidad puede estar compuesta predominantemente por arbustos en fases sucesionales tempranas (INEGI, 2007a).

La *vegetación secundaria arbustiva de selva mediana subcaducifolia*, se refiere a aquellas comunidades arbóreas o subarbóreas de origen tropical que crecen en lugares con precipitación estacional y cuyos componentes vegetales pierden las hojas del 50 % al 75 % durante la época seca del año.

La *vegetación halófila hidrófila* la constituyen comunidades dominadas por especies herbáceas o raramente arbustivas, que se distribuyen en ambientes litorales (lagunas costeras, marismas salinas, playas y lagunas endorreicas) que reciben aportación de agua salina o aumentan su salinidad por evaporación; los suelos generalmente son arenosos con altas concentraciones de sales. Generalmente la vegetación halófila-hidrófila está constituida por un solo estrato herbáceo de plantas perennes suculentas (CONABIO, 2016).

El *bosque mesófilo de montaña* se caracteriza por la presencia de vegetación arbórea de densa a muy densa, con epífitas, plantas trepadoras y helechos; se distribuye en zonas de clima templado húmedo de altura, ocupa zonas más húmedas que los bosques de pino y de encino; se localiza en las laderas montañosas que se encuentran protegidas de los fuertes vientos y de excesiva insolación donde se forman las neblinas durante casi todo el año, también crece en barrancas y otros sitios resguardados en condiciones más favorables de humedad. En México se localiza a altitudes entre los 300 m y 2,800 m; es notable la mezcla de elementos arbóreos con alturas de 10 a 25 m o aún mayores, y la mayoría de sus componentes son de hoja perenne. (INEGI, 2009).

El *bosque de mezquite* es una comunidad arbórea con especies de *Prosopis* que se desarrolla en suelos aluviales profundos de fondo de valle y depresiones en las planicies, es también común a lo largo de los arroyos y ríos intermitentes en las regiones semiáridas, frecuentemente su altura varía entre 5 y 20 m de altura.

El *pastizal cultivado* es aquella comunidad herbácea en la que predominan las especies de gramíneas o graminoides cultivadas por el hombre, estas comunidades están determinadas por condiciones del clima, el suelo y suelen ser comunes en zonas planas o ligeramente onduladas y con menor frecuencia se presentan sobre declives pronunciados (INEGI, 2009); por el contrario, el *pastizal inducido* aparece como consecuencia del desmonte de cualquier tipo de vegetación; también puede establecerse en áreas agrícolas abandonadas o bien como producto de áreas incendiadas o de pastoreo. El *pastizal halófilo* es una comunidad conformada por especies gramíneas y graminoides que se desarrolla sobre suelos salino-sódicos, por lo que su presencia es relativamente independiente del clima; es frecuente en el fondo de las cuencas cerradas de zonas áridas y semiáridas y en algunas áreas próximas a las costas afectadas por el mar o por lagunas costeras.

La *agricultura de humedad anual*, que se desarrolla en zonas donde se aprovecha la humedad del suelo, independientemente del ciclo de las lluvias y que aún en época seca conservan humedad (INEGI, 2009). La *agricultura de humedad semipermanente*,

consideradas como aquellas áreas donde los cultivos aprovechan la humedad residual del suelo en zonas inundables al final de la época de lluvias, o antes de ésta (INEGI, 2007a). La *agricultura de riego anual y anual semipermanente*, está constituida por los agrosistemas que utilizan agua suplementaria para el desarrollo de los cultivos durante el ciclo agrícola, ya bien sea por aspersión, goteo, o cualquier otra técnica, además los cultivos reciben agua mediante algún sistema de riego durante todo el ciclo agrícola y pueden permanecer en el terreno de 2 a 10 años (INEGI, 2007a). La *agricultura de temporal anual*, es aquel tipo de agricultura en donde el ciclo vegetativo de los cultivos que se siembran depende del agua de lluvia, por lo que su éxito depende de la precipitación y de la capacidad del suelo para retener el agua. Estas zonas, para ser clasificadas como de temporal deberán permanecer sembradas al menos un 80 % del ciclo agrícola. La *agricultura de temporal anual y permanente*, estas áreas son consideradas cuando la duración del ciclo de cultivo es menor a un año y los cultivos permanecen en el terreno más de 10 años (INEGI, 2007a).

Los *cuerpos de agua* son aquellas extensiones de agua limitada por tierra (INEGI, 2007b). Los *asentamientos humanos*, son aquellas con el establecimiento de un conglomerado poblacional humano, en un área físicamente localizada que integra tanto elementos naturales, como obras artificiales (INEGI, 2010). La *zona urbana*, se define como el área delimitada por vialidades y/o, rasgos naturales o culturales característicos de ciudades o pueblos (INEGI, 2007b).

6.1.5 Fauna

De acuerdo a los listados de fauna de las tres áreas naturales protegidas que se encuentran dentro de la zona de estudio (Área de Protección de Flora y Fauna (APFF) Sierra de Quila, Área de Protección de Flora y Fauna Bosque La Primavera y el Área de Protección de los Recursos Naturales de la Cuenca Alimentadora del Distrito Nacional de Riego 043 (APRN CADNR 043), (Tabla 4) se tienen identificadas entre las especies más significativas o en alguna categoría de riesgo en el grupo de aves a *Anas platyrhynchos diazi* (Pato mexicano), *Cyrtonyx montezumae* (Codorniz de Moctezuma), *Accipiter striatus* (Gavilán pajarero), *Accipiter cooperii* (Gavilán de Cooper), *Buteogallus anthracinus* (Aguililla negra menor), *Parabuteo unicinctus* (Aguililla de Harris), *Buteo albicaudatus* (Aguililla de cola blanca), *Falco peregrinus* (Halcón peregrino), *Forpus cyanopygius* (Periquito catarina), *Myadestes occidentalis* (Clarín jilguero), *Ridgwayia pinicola* (Mirlo pinto), *Buteo jamaicensis* (Aguililla cola roja), *Colinus virginianus* (Colín de virginia), *Bubo virginianus* (Búho real), *Myadestes townsendi* (Clarín norteño), *Regulus caléndula* (El Reyzeuelo Rubí), *Melanotis caerulescens* (Mulato común), *Pipilo erythrophthalmus maculatus* (Rascador zarcero), *Passerculus sandwichensis* (Gorrión sabanero), *Myioborus pictus* (Candelita aliblanca), *Icterus cucullatus* (Turpial enmascarado), *Icterus wagleri* (Bolsero de wagler), *Meleagris gallopavo* (Guajolote, pavo salvaje), *Aquila chrysaetos* (Águila real), *Rhynchopsitta pachyrhyncha* (Cotorra serrana occidental), *Tamias bulleri* (Chichimoco), *Strix occidentalis* (Búho moteado), *Euptilotis neoxenus* (Trogón orejón), *Ara militaris* (Guacamaya verde), *Thalurania ridgwayi* (Ninfa mexicana), *Anas strepera* (Pato friso), *Anas discors* (Cerceta ala azul o pato media luna), *Anas clypeata* (Pato cucharón norteño), *Zenaida asiatica* (Paloma ala blanca), *Colinus virginianus* (Codorniz cotuí), *Zenaida macroura* (Paloma huilota), *Columbina inca* (Tórtola Cola larga), *Columbina passerina* (Tórtola Coquita), *Myotis nigricans* (Murciélago negruzco o murciélaguito oscuro).

En el grupo de anfibios se reconocen a: *Ambystoma flavipiperatum* (Ajolote), *Pseudoeurycea bellii* (Salamandra), *Eleutherodactylus angustidigitorum* (Ranita fisgona de Pátzcuaro), *Exerodonta smaragdina* (Rana de árbol esmeralda), *Plectrohyla bistincta*

(Rana arborícola de pliegue), *Lithobates forreri* (Rana común), *Lithobates neovolcanicus* (Rana neovolcánica), *Rana pustulosa* (Rana de cascada), *Rana montezumae* (Rana); y en cuanto a los reptiles se encuentran *Kinosternon integrum* (Tortuga de casquito), *Elgaria kingii* (Escorpión, Lagartija lagarto), *Ctenosaura pectinata* (Iguana negra, Garrobo), *Heloderma horridum* (Escorpión), *Sceloporus asper* (Roño, lagartija escamosa), *Plestiodon dugesii* (Salamanquesa, Lagartija de cola azul), *Plestiodon lynxe* (Salamanquesa, Lagartija de cola azul), *Aspidocelis communis* (Huico moteado gigante), *Boa constrictor* (Boa, ilamacoa) *Geophis bicolor* (Culebra minera del Altiplano), *Hypsiglena torquata* (Culebra nocturna ojo de gato), *Lampropeltis triangulum* (Falso coralillo), *Leptophis diplotropis* (Bejuquillo verde, cordelillo), *Pituophis deppei* (Alicante), *Thamnophis cyrtopsis* (Culebra de agua, culebra de cordón), *Agkistrodon bilineatus* (Zolcuate, cantil), *Crotalus basiliscus* (Víbora de cascabel, Cascabel de la costa), *Crotalus pusillus* (Víbora de cascabel de Tancítaro), *Micrurus distans* (Coralillo, Coralillo del oeste mexicano), *Micrurus laticollaris maculirostris* (Coralillo, Coralillo del balsas), *Leptophis mexicanus* (Ranera), *Masticophis flagellum* (Chirrión), *Eumeces dugesii* (Lagartija cola azul), *Hypsiglena torquata* (Culebra nocturna ojo de gato), *Tantilla calamarina* (Culebra ciempiés del Pacífico), *Lampropeltis triangulum* (Culebra real coralillo) y por último en el grupo de los mamíferos están presentes los felinos como *Herpailurus yagouaroundi* (Jaguarundi), *Leopardus pardalis* (ocelote), *Leopardus wiedii* (Tigrillo), *Lynx rufus* (Gato montés) y el *Puma concolor* (Puma), además de otros mamíferos de gran tamaño como *Odocoileus virginianus* (Venado cola blanca) y el *Pecari tajacu* (Jabalí), así como el *Canis latrans* (Coyote) y *Urocyon cinereoargenteus* (Zorra gris), *Lontra longicaudis* (Nutria de río), *Panthera onca* (Jaguar). Cabe mencionar que la riqueza de especies reportada para el APRN puede ser mayor a la de la lista anterior, ya que la superficie que abarca esta área es de 2, 329, 026. 75 ha. y aún no se ha realizado un inventario detallado ni se ha generado el programa de manejo por lo cual el listado es preliminar (CONANP, S/F, CONANP, 2000 y APRN-CADNR-043, 2016).

Tabla 4. Número de familias, géneros y especies de la fauna asociada a las áreas protegidas incluidas en el área de estudio.

APFF Sierra de Quila			
	Núm. Familias	Núm. Géneros	Núm. Especies
Reptiles y anfibios	22	45	70
Aves	40	105	147
Mamíferos	18	37	53
APFF Bosque La Primavera			
Peces	3	6	7
Reptiles y anfibios	4	16	18
Aves	31	93	125
Mamíferos	14	25	29
APRN CADNR 043			
Peces	2	2	2
Reptiles y anfibios	4	6	7
Aves	10	13	17
Mamíferos	7	10	11

6.2 Clasificación de imágenes satelitales

El desarrollo de este estudio se basa en la clasificación supervisada de imágenes de satélite del sensor Landsat 8 OLI. Las imágenes utilizadas para este estudio están compuestas por las bandas: 2 (azul), 3 (verde), 4 (rojo), 5 (infrarrojo cercano, NIR), 6 (infrarrojo medio 1, SWIR1) y 7 (infrarrojo medio 2, SWIR2). De la clasificación de las imágenes se obtuvo la carta de vegetación y uso del suelo; ésta se realizó con base en dos escenas satelitales multiespectrales Landsat 8 OLI capturadas los días 20 y 27 de enero de 2014. Las imágenes LC8-029046-2014020-LGN00 y LC8-030046-2014027-LGN00 (Figura 7) se obtuvieron del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS, 2014), tienen un nivel de procesamiento primario (Level 1T), que incluye la información proveniente de los sensores Operational Land Imager (OLI) y Thermal Infrared Sensor (TIRS) con una corrección geométrica, radiométrica y ortorectificación, no reflejan la presencia de nubes sobre el área de estudio y tienen un sistema de referencia cartográfica con Proyección Universal Transversa de Mercator (UTM), utiliza el Sistema Geodésico Mundial de 1984 (WGS84) (USGS, 2014); la resolución espacial de las bandas espectrales es de 30×30 m.

De manera adicional se utilizó información cartográfica vectorial del atlas de caminos y carreteras del estado de Jalisco a escala 1:250,000 del Instituto de Información Territorial del Estado de Jalisco (IITEJ, 2011). También se utilizó un modelo digital de elevación elaborado a partir de las curvas de nivel de las cartas topográficas de INEGI escala 1:50 000. Así como los datos vectoriales de las cartas topográficas sobre toponimia, zonas urbanas, cuerpos de agua y datos vectoriales de la carta de vegetación y uso de suelo a escala 1:250 000 de la serie V de INEGI (INEGI, 2013).

6.2.1 Proceso preliminar (o Pre-proceso) de imágenes

Las imágenes pueden presentar diferentes tipos de errores o distorsiones producidos por condiciones atmosféricas, relieve topográfico, curvatura de la tierra o por las propias características de la plataforma y el sensor, como la proyección, distorsión de los lentes, velocidad de escaneo, orientación, entre otros (Cruz, 2008; Merchant y Narumalani, 2009; Lemmens, 2011). Cuando las distorsiones en las imágenes no son corregidas, los procesos de análisis que se lleven a cabo producirán resultados erróneos. Por lo que las imágenes requieren de un pre-procesamiento mediante el cual se busca mejorar la calidad de los datos a través de la eliminación o reducción de cualquier tipo de error (Di Gregorio y Jansen, 2005, Chuvieco, 2010 y Vidal y Amigo, 2012). Estos errores se pueden modificar mediante procesos o técnicas de pre-procesamiento de imágenes entre las cuales se incluye la rectificación geométrica, la corrección topográfica, entre otras (Lu y Weng, 2007).

A las imágenes Landsat 8 OLI utilizadas se les realizó un recorte con base al polígono del área de estudio (Figura 7), posteriormente a las imágenes cortadas se les realizó un mosaico, el cual consiste en el ensamblaje de las imágenes que cubren parte del mismo territorio, de tal manera que se conforma una sola imagen (Figura 8).

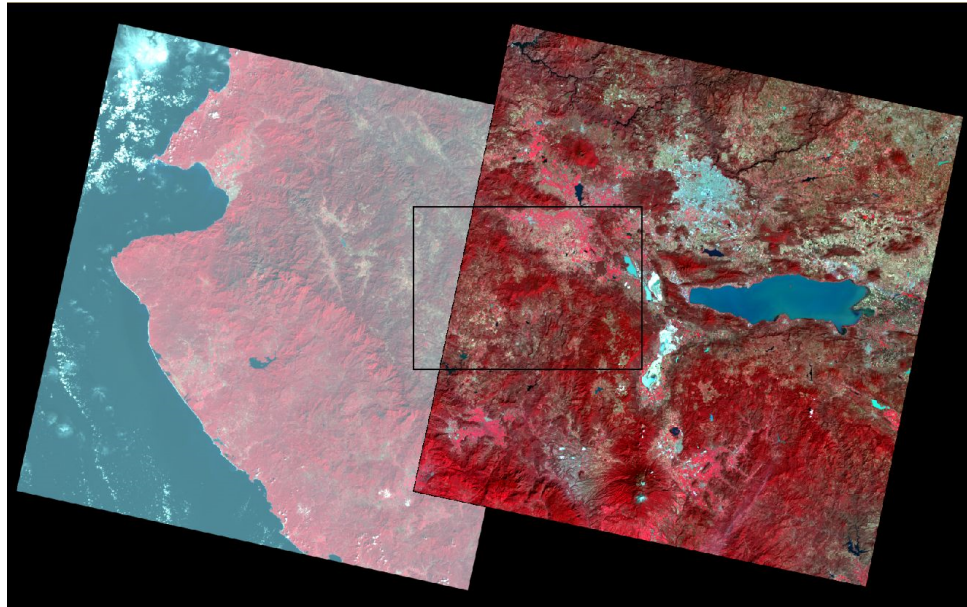


Figura 7: Imágenes de satélite Landsat 8 OLI con fechas del 20 (der.) y 27 (izq.) de enero de 2014 con polígono del área de estudio (recuadro en color negro).

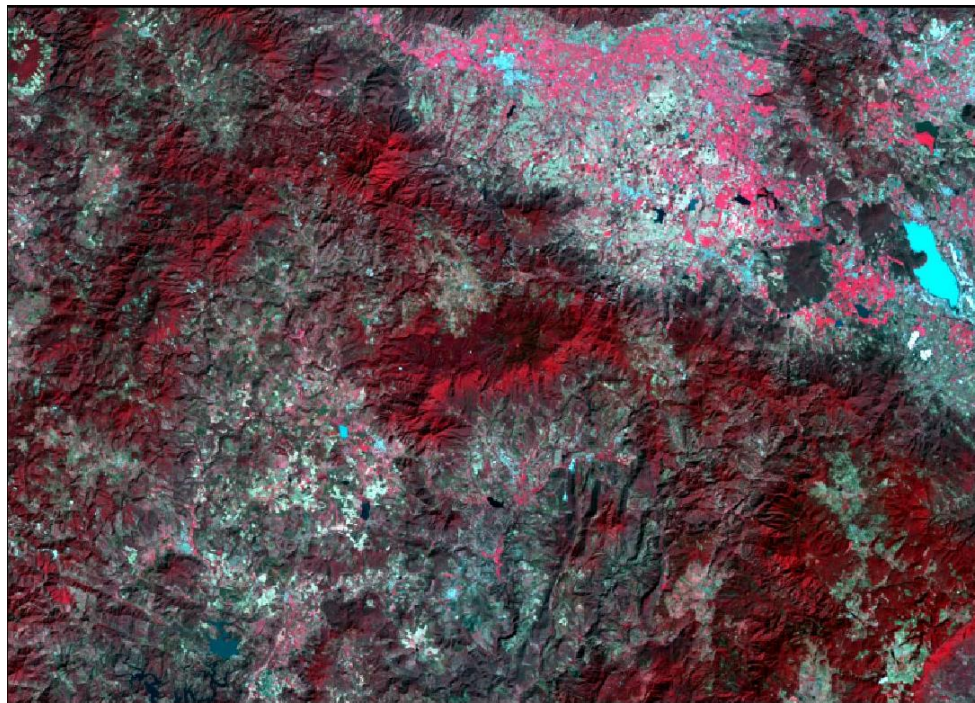


Figura 8: Mosaico de imágenes de satélite Landsat 8 OLI del área de estudio.

6.2.1.1 Corrección geométrica

De acuerdo a Ariza (2013) las imágenes satelitales del tipo L0 contienen todas las transmisiones de datos y objetos sin formato; están al mismo tiempo ordenados de manera proporcional, espacial y secuencialmente por las diversas bandas que componen la escena; asimismo, los productos del tipo L1R son datos de imágenes radiométricamente corregidas, éstos se encuentran derivados de datos L0 y son escalados a valores de radiancia espectral o reflectancia. Las imágenes utilizadas para este estudio contienen un nivel de procesamiento básico, es decir, nivel 1T (L1T), derivados de los productos de datos L1R con correcciones geométricas sistemáticas aplicadas incluidas, con base en Puntos de Control Terrestre (PCT) o información de posición integrada a bordo del sensor basado en un sistema de proyección cartográfica, referenciada a World Geodetic System 1984 (WGS84) (Ariza, 2013).

Sin embargo se corroboró con el atlas de caminos y carreteras del Instituto de Información Territorial del Estado de Jalisco (IITEJ, 2011) la sobreposición de la capa sobre las imágenes, la que quedó correctamente ubicada geométricamente. En este sentido se determinó que el proceso de transformación no era necesario para las imágenes ya que se encontraron correctamente ubicadas.

6.2.1.2 Corrección topográfica

A la imagen mosaico del área de estudio compuesta por las bandas: 2, 3, 4, 5, 6 y 7 se le aplicó una normalización o corrección topográfica utilizando el modelo de corrección de Minnaert, con el objetivo de reducir la reflectancia oscura de las coberturas (sombra) causada por efecto de la topografía del terreno, la hora de toma de la imagen y la posición del satélite.

Como primer paso se creó un modelo de iluminación a partir de un modelo de elevación del terreno. El modelo consiste en obtener el valor del ángulo entre el vector de incidencia de la luz solar y el vector normal a la superficie. Cuando el valor del ángulo es cercano al cero, el flujo de luz incidente será el máximo dependiendo del incremento en el ángulo, el flujo de incidencia de luz disminuirá. La relación entre este

ángulo y los valores de brillantez registrados en imágenes de satélite sugieren una correlación significativa que varía según la banda con la que se compare. Esta se calcula mediante el coseno del ángulo de incidencia de los rayos solares y se apoya en la ley de coseno de geometría esférica (Sellers, 1972, citado en Holben y Justice, 1980, citado en González, 2003). La fórmula (1) es:

$$\gamma = \cos \theta_o \cos \theta_n + \sin \theta_o \sin \theta_n \cos(\phi_n - \phi_o) \quad (1)$$

Dónde:

γ = coseno del ángulo entre el ángulo de incidencia solar y la normal de la superficie local

θ_o = ángulo zenital solar

θ_n = ángulo zenital de la normal a la superficie

ϕ_o = ángulo de orientación topográfica (exposición del terreno)

ϕ_n = ángulo de pendiente topográfica

Para este proceso se utilizó el algoritmo incluido en el programa Erdas Image 2014, a fin de determinar el valor de brillantez normalizado por banda del modelo no lambertiano. Una vez que el ángulo de incidencia fue caracterizado para cada pixel en la escena del área de estudio se procedió a realizar la corrección de Minnaert. El método permite a la superficie favorecer la dispersión de ciertas direcciones de reflejo sobre otras, la ecuación (2) es la siguiente:

$$L_H = L_T \left(\frac{\cos \theta_z}{IL} \right)^{K_k} \quad (2)$$

Dónde;

L_H = Radianza de una superficie horizontal

L_T = Radianza de una superficie inclinada

z = Angulo solar

IL = Valor de iluminación

K_K = Constante de Minnaert por banda (k (0-1))

Para obtener la constante de Minnaert (K) se utilizó la siguiente formula (3):

$$\ln(L_t) = \ln(L_H) + K_k \ln\left(\frac{IL}{\cos\theta_z}\right) \quad (3)$$

La figura 9 compara a manera de ejemplo, una sección de una imagen original con la imagen resultante, una vez aplicado un proceso de corrección topográfica.

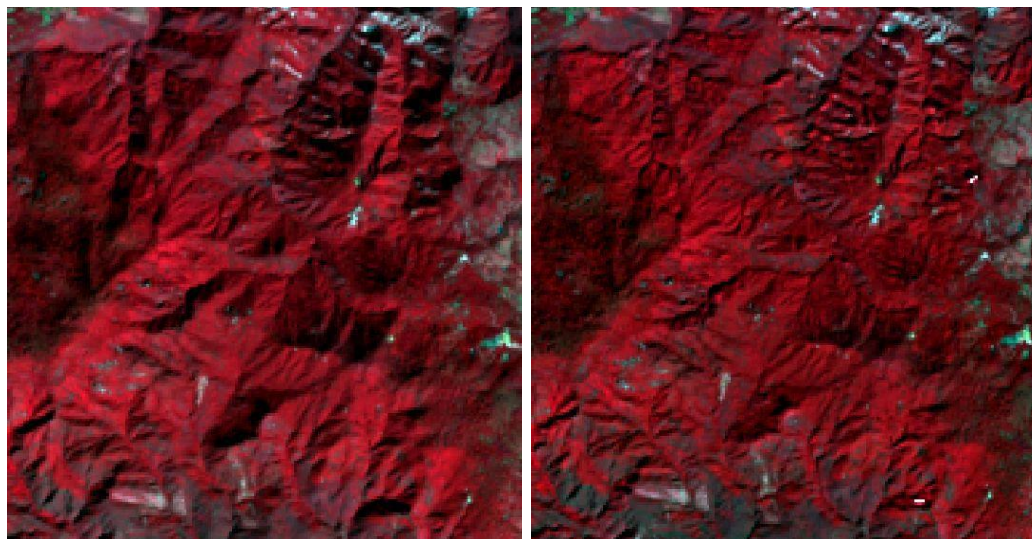


Figura 9: Sección de una imagen satelital sin corrección topográfica (izq.) y con corrección topográfica (der.).

6.2.2 Clasificación automática

Para este estudio se empleó el método de clasificación supervisado sobre el mosaico compuesto de las 6 bandas: 2 (azul), 3 (verde), 4 (rojo), 5 (infrarrojo cercano, NIR), 6 (infrarrojo medio 1, SWIR1) y 7 (infrarrojo medio 2, SWIR2) por representar la discriminación entre suelos y la vegetación con los componentes de vigor de las plantas, laderas de vegetación, contenido de biomasa, además de indicadores de contenido de humedad del suelo (mejorada) y la vegetación.

6.2.2.1 Definición de tipos de coberturas

Para la definición de las coberturas, se utilizó como referente los datos cartográficos vectoriales de la carta de vegetación y uso de suelo de la serie V, escala 1:250,000 (INEGI, 2013), considerando solo las unidades de cobertura (30 clases) que coinciden con la superficie del área de estudio. Las clases de cobertura se simplificaron por afinidad de uso y tipo de vegetación (ver Tabla 5).

En total se definieron nueve clases de uso de suelo y vegetación para el proceso clasificatorio de las imágenes satelitales; esta síntesis se basó principalmente en la afinidad de usos y representación de las coberturas vegetales buscando con esto reducir la heterogeneidad que representa el paisaje, ya que entre más clases se consideren para la clasificación, más complejo resultará identificar la separabilidad de dichas clases en la imagen. Con respecto a las clases del bosque mesófilo de montaña y vegetación halófila hidrófila se descartaron para la clasificación, ya que estas coberturas representaban el 0.03 % y el 0.16 % de la superficie total del área de estudio. Asimismo por la gran semejanza en los valores de reflectancia que hay entre el bosque mesófilo con otras coberturas de bosques templados como el bosque de pino encino y encino pino.

Tabla 5. Definición de clases de cobertura para la clasificación de imágenes satelitales a partir de la nomenclatura de carta de uso de suelo y vegetación de la serie V de INEGI.

No. clases	Clases Serie V INEGI	Clases Serie V INEGI simplificando	Clases para clasificación
1	Agricultura de humedad anual	Agricultura	Agricultura
2	Agricultura de humedad semipermanente		
3	Agricultura de riego anual		
4	Agricultura de riego anual y semipermanente		
5	Agricultura de riego semipermanente		
6	Agricultura de temporal anual		
7	Agricultura de temporal anual y permanente		
8	Agricultura de temporal permanente		

9	Asentamientos humanos	Zona urbana	Zona urbana
10	Zona urbana		
11	Bosque de encino	Bosque de encino	Bosque de encino
12	Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino		
13	Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino		
14	Bosque de encino-pino	Bosque de encino-pino	Bosque de encino-pino
15	Vegetación secundaria arbórea de bosque de encino-pino		
16	Vegetación secundaria arbustiva de bosque de encino-pino		
17	Bosque de pino	Bosque de pino-encino	Bosque de pino-encino
18	Bosque de pino-encino		
19	Vegetación secundaria arbórea de bosque de pino-encino		
20	Vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino-encino		
21	Bosque mesófilo de montaña	Bosque mesófilo de montaña	-----
22	Cuerpo de agua	Cuerpo de agua	Cuerpo de agua
23	Pastizal cultivado	Pastizal	Pastizal
24	Pastizal halófilo		
25	Pastizal inducido		
26	Bosque de mezquite	Selva baja caducifolia	Selva baja caducifolia
27	Selva baja caducifolia		
28	Vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia		
29	Vegetación secundaria arbustiva de selva mediana subcaducifolia		
30	Vegetación halófila hidrófila	Vegetación halófila hidrófila	-----
31			Área sin vegetación aparente

6.2.2.2 Definición de áreas de entrenamiento

Los sitios de entrenamiento son áreas representativas de cada una de las categorías que pretenden discriminarse, en este sentido y de acuerdo a las sugerencias de Mather (2004), las áreas de entrenamiento en este estudio se establecieron bajo los siguientes criterios:

- Que tuvieran una distribución de tal forma que la heterogeneidad natural de la respuesta espectral de cada clase fuera comprendida.
- Que estuvieran libres de anomalías.
- Que fueran lo suficientemente grandes para proporcionar una buena representación de la estadística de la clase.
- Que fueran lo suficientemente numerosas para tomar en cuenta pequeñas variaciones locales.

A partir de éstas se caracterizaron cada una de las clases, lo que permitió asignar al resto de los píxeles de la imagen a una de esas categorías en función de la similitud de sus niveles digitales con los extraídos como referencia (Figura 10).

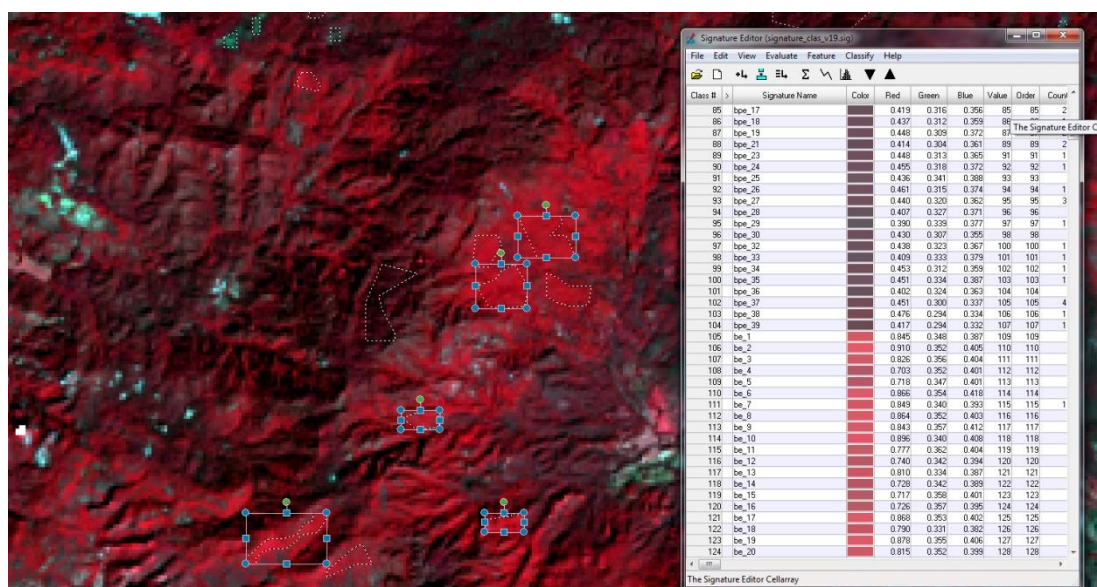


Figura 10: Ejemplo de designación de áreas de entrenamiento por clase de cobertura.

Las áreas de entrenamiento se definieron con la ayuda de mapas, datos de terreno (observaciones en campo), interpretación de fotos aéreas u otros documentos auxiliares. El tamaño de dichas áreas se definió de acuerdo a lo propuesto por Schowengerdt (1997 cit. en Chuvieco, 2010), quien señala que el tamaño mínimo que se requiere es de $m + 1$ píxeles por categoría, siendo m el número de bandas que integran el análisis clasificatorio. En total, se definieron 7 clases y se recolectaron entre 70 a 300 áreas de entrenamiento por clase, obteniendo un total de 1,170 muestras. Cabe destacar que las áreas que corresponden a las clases “Cuerpos de agua” y “Zonas urbanas” se reclasificaron, una vez obtenida la clasificación final. La tabla 6 presenta las clases de interpretación final, sin embargo por la dinámica de cambio y de las estructuras vegetativas más complejas se tomaron más áreas de entrenamiento con referencia a una misma clase por ejemplo la agricultura se consideraron A1, A2, y A3 esto por la variación de la reflectividad de esta clase representada en la superficie del área de estudio, así como también el pastizal (P1 y P2), la selva baja caducifolia (SBC y SBC1) y el BQ (BQ y BQ1) este último por su peculiaridad del patrón en la duración de las hojas. En los encinos perennifolios, el follaje siempre se mantiene verde, (cara norte del área caracterizada por la hoja delgada y angosta). Por el contrario, los encinos caducifolios que pierden la totalidad de sus hojas durante la estación de sequía (encinares ubicados hacia la cara sur caracterizado por su hoja ancha) (Arizaga *et al.*, 2009).

Tabla 6. Clases de coberturas de uso de suelo y vegetación definidos para la clasificación del área de estudio.

No.	Clase	Clave
1	Agricultura	A
2	Bosque de encino	BQ
3	Bosque de encino-pino	BQP
4	Bosque de pino-encino	BPQ
5	Pastizal	P
6	Selva baja caducifolia	SBC
7	Área sin vegetación aparente	ASVA

6.2.2.3 Método de Clasificación

Para la clasificación supervisada de la imagen se utilizó el clasificador de máxima probabilidad (*maximum likelihood*), este método considera que los valores digitales (ND) de cada categoría se ajustan a una distribución normal, lo que permite describir esa categoría por una función de probabilidad, a partir de su vector de medias y matriz de varianza-covarianza (Chuvieco, 2010); de esta manera se puede calcular la probabilidad de que un determinado píxel pertenezca a una categoría; el cálculo se realiza para todas las categorías definidas y el píxel se clasifica en clase a la cual tenga más probabilidad de pertenecer.

Finalmente, a la carta de uso de suelo y vegetación reclasificada se le aplicó un filtro mayoritario con el objetivo de agrupar o conjuntar tipos de vegetación, permitiendo con esto aminorar la complejidad visual y espacial del mapa como reducir “ruido” y/o “efecto sal y pimienta”, además de incrementar la fiabilidad de la clasificación (Chuvieco, 2010). Se seleccionó el filtro mayoritario de matriz 5×5 a fin de obtener una suavización media de las imágenes.

6.2.2.4 Evaluación de la exactitud

La evaluación de la exactitud de un proceso clasificatorio permite incrementar la calidad de la información del mapa por medio de la identificación y corrección de los errores. De acuerdo a Congalton (2001) y Chuvieco (2010), no existe un procedimiento único para realizar la evaluación de exactitud, sin embargo, se sugieren cuatro aspectos básicos a considerar: a) el diseño del muestreo; b) la recopilación de datos para cada muestra (sitios de control de campo); c) la comparación de los datos de referencia y los resultados mediante pruebas estadísticas y matriz de confusión; y d) el análisis de los resultados y validación de la calidad del proceso.

El diseño del muestreo para este estudio fue de tipo dirigido, ya que la zona de estudio presenta una condición paisajística muy heterogénea, por lo que para la recopilación de los puntos de control terrestres (PCT) se realizó mediante la observación a orillas de las carreteras principales incluidas en el Atlas de Caminos y Carreteras del

Instituto de Información Territorial del Estado de Jalisco (IITEJ, 2011), que se ubicaron dentro del área de estudio controlando el registro de cada clase de cobertura de uso de suelo y de vegetación mediante un geoposicionador (GPS) marca Garmin, modelo 60Csx y un formato de registro de datos de campo donde se anotaron las coordenadas del sitio, la fecha, el tipo de vegetación o uso de suelo y algunas observaciones que ayudaron en programas de cómputo (características de vegetación) y de imágenes de alta resolución como World Imagery (Figura 11); las cuales son imágenes aéreas de alta resolución predisuestas en el módulo de consulta del software ArcMap de ESRI (ESRI, 2015) para identificar esa semejanza vista en campo y poder obtener más puntos mediante estas referencias una vez descargados los puntos e ingresados a un SIG.

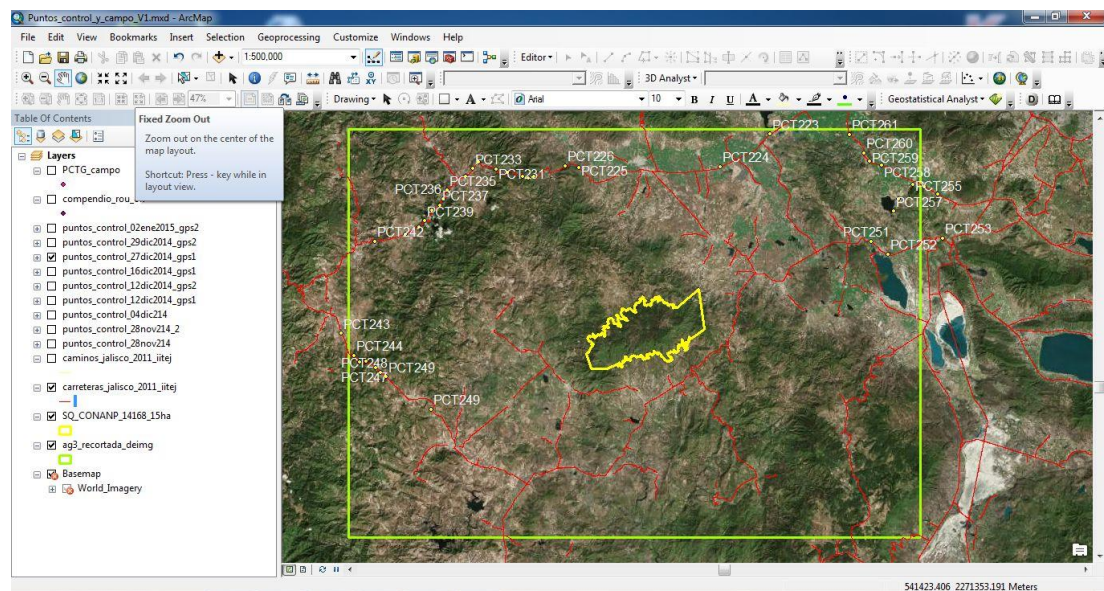


Figura 11:Recolecta de puntos de control terrestre en tiempo real con ayuda de un sistema de información geográfica y navegadores GPS Garmin modelo 60Csx.

Para verificar la imagen clasificada con los puntos de control terrestre y la deducción de la clasificación, se realizó una matriz de confusión, ya que se identifican los conflictos que se presentan entre categorías. Al proceso de validación se suman tres de exactitud: la total, del productor (Producer's accuracy) y la del usuario (User's accuracy). El análisis de los resultados de la significancia estadística para la exactitud se calculó mediante el estadístico de Kappa, el cual mide el acuerdo entre dos

observadores, entre sus correspondientes clasificaciones de n elementos y se calcula para cada matriz de confusión.

6.3 Índices de ecología del paisaje

Los índices del paisaje se obtuvieron mediante el análisis estadístico efectuado por las funciones *Spatial Statistics* de la extensión *Patch Analyst* (Rempel y Carr, 2003) para ArcGIS y utilizando la carta de uso de suelo y vegetación generada para el área de estudio. Los índices están basados en atributos geométricos de los parches por cada tipo de cobertura y el nivel de análisis realizado fue por tipo de clases y a nivel de paisaje. Los índices del paisaje utilizados para la caracterización de los distintos aspectos relacionados con la fragmentación y conectividad a nivel de clase (tipos de vegetación) y de paisaje (cobertura forestal) se muestran en la tabla 7. Para el caso específico del análisis de la conectividad se utilizó el índice integral de conectividad (IIC) con el uso del programa *Conefor Sensinode 2.6* (Saura y Pascual, 2007). El algoritmo se basa en la estructura de grafos el cual requiere de dos archivos de datos: el primero especifica la distancia euclidiana entre parches, el segundo la superficie total de cada parche de hábitat; asimismo debe especificarse como tercer aspecto de la información de entrada la distancia de dispersión o desplazamiento que ocupa la especie en estudio (Pascual y Saura, 2007). Como resultado se espera el valor relativo de cada parche forestal, el cual deduce su importancia para el mantenimiento de la conectividad en función a su tamaño, calidad y distancia entre parches de hábitat.

Tabla 7. Criterios e indicadores ecológicos para el análisis de la fragmentación y conectividad forestal.

Atributo	Criterio	Indicador	Índice
Composición	Identidad de los parches	Tipo de parches	Tipo abundancia relativa
Estructura	Superficie total del paisaje y por tipo de ecosistema	Tamaño	TLA, CA
	Reducción de tamaño, aumento de bordes y aislamiento de hábitat	Fragmentación	NUMP, PD, F, TCP, MPS
	Complejidad y funcionalidad del paisaje (estructura paisajística)	Forma Perturbación	IFP, MSI, TE, MPAR
	Distribución y homogenización paisajística	Dispersión	R _c
	Evolución y/o dinámica del paisaje	Heterogeneidad/diversidad	SDI
Función	Grado de aislamiento y enlace de hábitat en el paisaje	Conectividad	IIC

TLA: Área total del paisaje, CA: Área total de parche, NUMP: Número de parches, F: Índice de fragmentación, PD: Índice de densidad, TCP: Tamaño medio cuadrático de los parches, TE: Longitud de bordes, IFP: Índice de forma ponderado por tamaño de parche, MSI: índice promedio de forma, MPS: Tamaño promedio de parches (ha), MPAR: Promedio de la proporción Perímetro-Área, R_c: Índice de dispersión, SDI: Índice de diversidad de Shannon, IIC: Índice Integral de Conectividad

Para caracterizar la cobertura forestal en función a su composición, estructura y función empleando los diferentes índices mencionados en la tabla 7 pueden a su vez estar representados por las medidas de área, composición, borde, forma, configuración y diversidad descritas a continuación.

6.3.1 Medidas de área

6.3.1.1 Área total del paisaje (TLA-Total Landscape Area)

El área total del paisaje es la superficie total que conforma el mosaico paisajístico, o bien, en este caso el área de estudio, puede ser expresado en metros cuadrados, hectáreas o kilómetros cuadrados. Se calcula según la ecuación (4), la cual es el área total del paisaje (m²), dividido entre 10,000 para convertir a hectáreas (McGarigal y Marks, 1994).

$$TLA = A \left(\frac{1}{10,000} \right) \quad (4)$$

6.3.1.2 Área total de parche (CA-Class Area)

Uno de los aspectos más fáciles de reconocer en los parches es su área, para tal caso será calculada su superficie e interpretada en metros cuadrados o bien hectáreas, y es expresada según la ecuación (5) (McGarigal y Marks, 1994); donde a es el área.

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right) \quad (5)$$

6.3.2 Medidas de composición

6.3.2.1 Número de parches (NUMP-Number of Patches)

El número de parches es igual al número total de polígonos en el paisaje; es una de las maneras más simple de evaluar la diversidad de la superficie terrestre, para ello es necesario contar con el número de categorías en una unidad de área (Eiden *et al.*, 2000), en este caso, los parches de cada tipo de cobertura. La interpretación es definida como, a mayor número de parches, mayor es la fragmentación (Elkie *et al.*, 1999). El NUMP es igual al número de parches en el paisaje por cada tipo de cobertura (n_i) ó igual al número total de parches en el paisaje (N) (ecuaciones 6 y 6a) (McGarigal y Marks, 1994).

$$NUMP = n_i \quad (6)$$

$$NUMP = N(\text{total}) \quad (6a)$$

6.3.2.2 Tamaño promedio de parches (MPS-Mean Patch Size)

El tamaño promedio de parches (MPS) es simplemente la media aritmética de cada fragmento de un tipo de cobertura dado. A menudo es calculado para cada tipo de cobertura (ecuación 7). Rodríguez y Rosales (2004) interpretan el índice de tal manera que si el tamaño de parche es pequeño, representa a un paisaje fragmentado.

$$MPS = \frac{\sum_{k=1}^m A_k}{m} \quad (7)$$

Donde m = número de fragmentos para los cuales la media se está calculando y A_k = área del fragmento k -ésimo (Badii y Landeros, 2007).

6.3.2.3 Tamaño medio cuadrático de los parches (TCP)

El tamaño medio cuadrático asigna un mayor peso en el cálculo de los parches más grandes, que se consideran más relevantes desde el punto de vista estructural y funcional, proporcionando valores mayores que la media aritmética. La interpretación es, a menor tamaño de los parches, mayor disminución de hábitat. Su expresión es la siguiente (ecuación 8) (Villanueva, 2007).

$$TCP = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{i=NT} a_i^2}{NT}} \quad (8)$$

Donde a_i es el área y NT es el número de teselas o parches.

6.3.2.4 Densidad de parches (PD-Patch Density)

La densidad de parches expresa el número de parches dentro de la unidad de referencia (conjunto del paisaje) teniendo por base un área 100 ha; el índice de densidad aumenta con un mayor número de parches (mayor fragmentación) dentro del área de referencia. El PD es igual al número de parches por cada tipo de cobertura (n_i) dividido entre la superficie total de la cobertura del paisaje (A) (ecuación 9) (McGarigal y Marks, 1994).

$$PD = \frac{n_i}{A}(100) \quad (9)$$

6.3.2.5 Índice de fragmentación (F-Fragmentation)

El índice de fragmentación no es comparable entre diferentes ecosistemas, debido a las características propias de cada uno de éstos en cuanto al patrón de distribución espacial, factores de origen o la presencia de los mismos, por ende la evaluación de la evolución de este índice se realizó únicamente entre datos referidos al mismo ecosistema. El índice utiliza una escala inversamente proporcional al grado de fragmentación del paisaje, de esta manera un aumento del valor del índice se relacionará con una disminución del grado de fragmentación y a la inversa. Esto último según la fórmula, ya que el incremento de la fragmentación se relaciona con la disminución de la superficie total de los parches, un mayor número de fragmentos (parches) y una mayor dispersión de éstos (Gurrutxaga, 2003). El índice de fragmentación es igual a la superficie total del hábitat A

dividido entre el número de parches n_i multiplicado por el índice de dispersión R_c (ecuación 10) (Gurrutxaga, 2003).

$$F = \frac{A_{habitat}}{(n_i * R_c)} \quad (10)$$

6.3.3 Medidas de borde

6.3.3.1 Longitud de bordes (TE-Total Edge)

La longitud de los bordes de los parches por tipo de cobertura expresada en kilómetros; es definida como la sumatoria de las longitudes de borde en el paisaje por cada tipo de cobertura e_{ik} ; los bordes incrementan cuando los parches son afectados por procesos de incisión (ejemplo: carreteras), por el contrario disminuyen cuando se pierden parches de hábitat.

$$TE = \sum_{k=1}^{m'} e_{ik} \quad (11)$$

6.3.4 Medidas de forma

6.3.4.1 Índice promedio de forma (MSI-Mean Shape Index)

Es igual a la sumatoria del perímetro de cada tipo de parche (m) (clase), ajustado por una constante con valor de 0.25, dividido entre la raíz cuadrada del área de parche de cada tipo de clase; todo su conjunto dividido entre el número de parches de cada tipo a nivel de clase (N) (McGarial y Marks, 1996). El índice es igual a 1 cuando todos los tipos de parches presentes en el paisaje tienen una forma geométrica cuadrada; el valor de MSI aumenta conforme las formas de los parches se tornan irregulares (McGarial y Marks, 1994, Elkie *et al.*, 1999 y Mas, 1998). Las formas regulares de los parches indican intervención humana; mientras que, las formas irregulares, indican una menor incidencia (Rodríguez y Rosales, 2004).

$$MSI = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left(\frac{.25P_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right)}{N} \quad (12)$$

6.3.4.2 Índice de forma ponderado por tamaño de parche (IFP)

La complejidad del paisaje es expresada a través de la forma de los parches (Romero, 2005) y es obtenido a partir de los valores del índice de forma (IF) de cada uno de los parches, calculada de acuerdo a la siguiente expresión (ecuación 13).

$$IF_i = \frac{P_i}{2\sqrt{\pi}\sqrt{a_i}} \quad (13)$$

donde p_i y a_i son respectivamente el perímetro (m) y el área (m^2) del parche correspondiente. El factor $2\sqrt{\pi}$ hace que el índice sea igual a la unidad en el caso de formas perfectas (cuadrados), que son las más compactas posibles. A partir de este mínimo (IF=1), el valor del índice de forma es mayor cuanto más complejas, dendríticas, sinuosas o alargadas son las formas de los parches. El índice de forma ponderado utiliza el tamaño del parche como factor de ponderación al momento de caracterizar la irregularidad global de las formas de hábitat, considerando que los parches de mayor tamaño tiene una mayor relevancia desde el punto de vista estructural y funcional. Este índice se aproxima a su valor mínimo (IFP=1) en el caso de que los parches del hábitat presenten formas compactas y regulares, e incrementan su valor cuando los contornos de las mismas son más complejos o alargados. El índice se obtiene de acuerdo a la ecuación 14 (Villanueva, 2007).

$$IFP = \frac{\sum_{i=1}^{i=NT} IF_i * a_i}{\sum_{i=1}^{i=NT} a_i} \quad (14)$$

6.3.4.3 Promedio de la proporción Perímetro-Área (MPAR-Mean Perimeter-Area Ratio)

Este índice argumenta el incremento del valor en la proporción perímetro/área de los parches o elementos de hábitat, significando que una mayor proporción del ambiente natural del parche está cerca del lindero o borde y, por tanto, son más vulnerables a procesos de perturbación o cambios ecológicos y ambientales que ahí se deriven (“efecto de borde”). Se expresa como la sumatoria de la proporción perímetro/área del parche por cada tipo de cobertura (pa_i , en m/m^2), dividido entre el número de parches de cada tipo

de cobertura (n_i), multiplicado por 10,000 para convertir a hectáreas (ecuación 15) (Elkie *et al.*, 1999).

$$MPAR = \frac{\sum_{i=1}^n pa_i}{n_i} (10,000) \quad (15)$$

6.3.5 Medidas de configuración

6.3.5.1 Índice de dispersión (R_c)

El índice expresa la distribución o dispersión de los parches, calcula la medida de dispersión de los parches pertenecientes a cada una de las coberturas del paisaje. Se interpreta básicamente de tres formas; cuando el valor es igual a 1, los parches se encuentran distribuidos de manera aleatoria, valores de R_c menor que 1, indicarán que los parches se encuentran de manera agregada, mientras que valores mayores a 1 interpreta que los parches se distribuyen uniformemente. Este índice se expresa como la multiplicación de dos por la distancia media desde un parche (su centro o centroide) hasta el parche más cercano, multiplicado por la densidad media de los parches = (número de parches/superficie total del área de estudio en ha) x 100 = número de parches por cada 100 ha dividido entre el valor de Pi (3.1416) (ecuación 16) (Forman, 1995).

$$R_c = 2d_c \left(\frac{\lambda}{\pi} \right) \quad (16)$$

6.3.6 Medidas de diversidad

6.3.6.1 Índice de diversidad de Shannon (SDI-Shannon's Diversity Index)

Este índice mide la diversidad que tiene el paisaje respecto a su composición. Se deduce que un valor reducido en su resultado se atribuirá a que el paisaje sólo contiene un parche de una sola clase paisajística y éste se incrementará conforme aumenta el número de clases dentro de la unidad del paisaje, situación que también varía de un período a otro por el incremento o desaparición de parches de cada tipo de cobertura. Su expresión matemática es igual a menos la sumatoria, a través de todo el paisaje, de la proporción

de abundancia de cada tipo de parche (tipo de cobertura) (P_i) multiplicado por el logaritmo natural de la misma proporción (ecuación 17) (McGarigal y Marks, 1994 y Romero, 2005).

$$SDI = -\sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i) \quad (17)$$

6.3.7 Índice de conectividad

Para priorizar la importancia relativa de los parches forestales críticos y de importancia para el mantenimiento de la conectividad forestal, se utilizó el programa *Conefor Sensinode 2.6* (Saura y Torné, 2012). El programa concentra los datos sobre la distancia euclidiana que existe entre los parches y el tamaño (área) de cada parche; asimismo se incorpora de forma manual la distancia de dispersión o desplazamiento que realiza una especie de fauna silvestre a considerar para el estudio (Figura 12) (Pascual y Saura, 2007).

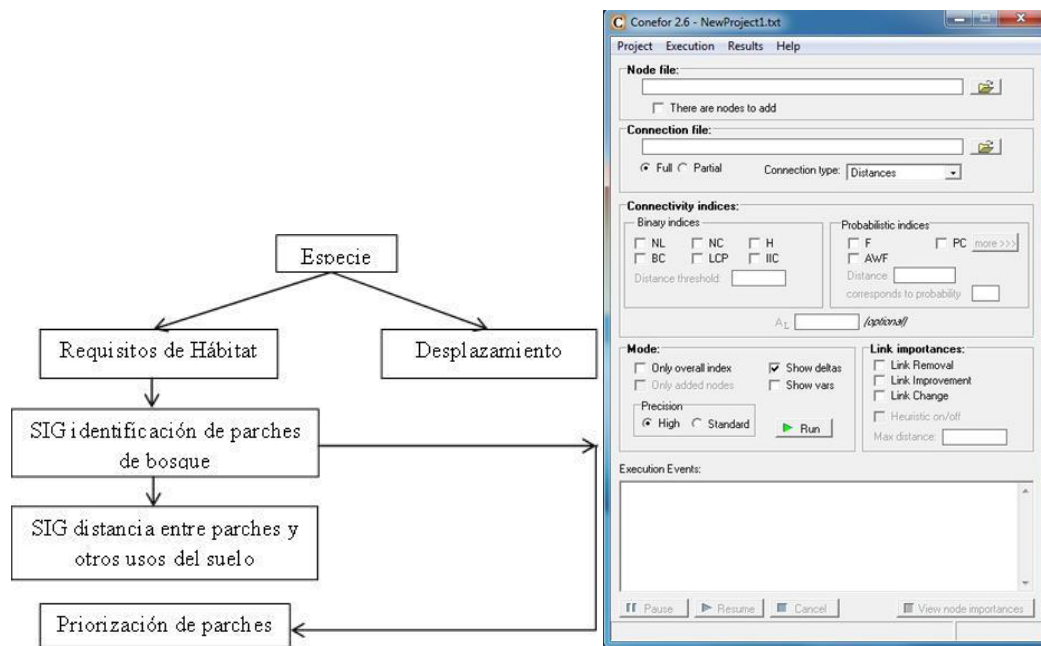


Figura 12: Ventana del programa Conefor Sensinode 2.6 (Fuente: Saura y Pascual, 2007).

Para el cálculo del valor de importancia relativa en la conectividad de cada parche como enlace de hábitat en el paisaje, se utilizó el Índice Integral de Conectividad (IIC) (Pascual y Saura, 2006), el cual basa su función con el uso combinado de un SIG, estructuras de grafos e índices de disponibilidad de hábitat (ámbito hogareño). El índice binario IIC considera no solamente el aspecto estructural y funcional del paisaje, sino que también es dependiente de la utilización de distancias de desplazamiento o dispersión de una determinada especie animal (fauna silvestre); el índice se obtiene de la siguiente ecuación (18):

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \cdot a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_p^2} \quad (18)$$

Donde a_i es el área de cada parche forestal, A_p es el total del “Conjunto del paisaje” y nl es el número de enlaces en el camino más corto (distancia topológica) entre los parches forestales i y j . Para parches que no estén conectados (que pertenezcan a diferentes componentes o región conectada) el numerador de la suma de la ecuación es cero ($nl_{ij} = \infty$). Cuando $i = j$, entonces $nl_{ij} = 0$ (no es necesario algún enlace para alcanzar un parche desde si mismo) (Pascual y Saura, 2006). La importancia relativa de cada elemento de hábitat ($dIIC$) para el mantenimiento de la conectividad se obtiene mediante la ecuación (19):

$$dIIC = 100 \cdot \frac{IIC - IIC'}{IIC} \quad (19)$$

Donde IIC y IIC' corresponde al valor de IIC antes y después respectivamente de la pérdida de un cierto parche forestal.

Este índice es especialmente adecuado para la identificación y priorización de los elementos del paisaje (parches de hábitat y elementos conectores) por su contribución a la conectividad y disponibilidad de hábitat en el paisaje, lo que se puede obtener calculando el porcentaje de variación en el índice $dIIC$ ($dIICk$) causado por la eliminación del paisaje de cada uno de esos elementos individuales de acuerdo con la siguiente expresión (20) (De La Cruz y Maestre, 2013):

$$dIIC_k = 100 \cdot \frac{IIC - IIC_{elim,k}}{IIC} \quad (20)$$

Donde $dIIC_k$ es la importancia del elemento k para el mantenimiento de la conectividad y disponibilidad de hábitat en el paisaje según este índice, IIC es el valor del índice en el paisaje original (antes de la eliminación de ningún elemento), y $IIC_{elim,k}$ es el valor del índice tras la eliminación del elemento k . El cálculo de $dIIC_k$ para cada uno de los elementos del paisaje permite priorizar e identificar las zonas de hábitat más críticas para el mantenimiento de la conectividad ecológica; es decir, aquellas en las que la pérdida o deterioro del hábitat tendría un impacto más negativo sobre la conectividad del “Conjunto del paisaje”.

La conectividad y disponibilidad de hábitat en el paisaje mediante los diferentes parches pueden jugar diferentes papeles dentro del mosaico del paisaje y las redes de conexiones que en él se establecen. No sólo sirven como zonas de refugio, alimentación o reproducción, sino que también funcionan como puntos desde los que se producen (y reciben) flujos de dispersión hacia otras teselas de hábitat, y actúan como teselas puente o puntos de paso (stepping stones) que, incluso cuando puedan no ser el destino final de los flujos de dispersión, facilitan la dispersión y el intercambio de genes e individuos entre otras unidades de hábitat más distantes. Dentro de un mismo paisaje, y aun tratándose de una misma especie, las diferentes teselas tendrán funciones diferenciadas dependiendo de sus características intrínsecas y de su posición topológica dentro de las redes de conectividad (De La Cruz y Maestre, 2013).

En este sentido, los índices de disponibilidad de hábitat IIC pueden dividirse en tres fracciones que cuantifican las diferentes maneras en las que un determinado elemento k del paisaje (tal como parche de hábitat o un corredor) puede contribuir a la conectividad global del paisaje (De La Cruz y Maestre, 2013 y Saura y Rubio, 2010). De esta manera, el valor de $dIIC_k$ quedaría desglosado de acuerdo a la siguiente expresión (21):

$$dIIC_k = dIIC_{intra_k} + dIIC_{flux_k} + dIIC_{connector_k} \quad (21)$$

$dIICintra_k$ es la contribución del parche k en términos del área (o calidad) de hábitat disponible en su interior (intrapatch connectivity). Esta fracción es completamente independiente de la posición topológica de k dentro del paisaje y de la intensidad de las conexiones entre las diferentes teselas, no depende de las capacidades de dispersión de las especies y tendría el mismo valor aunque k estuviera completamente aislada (De La Cruz y Maestre, 2013).

$dIICflux_k$ corresponde al flujo de dispersión (ponderado por el área u otro atributo utilizado para caracterizar los parches de hábitat) recibido u originado a través de las conexiones del parche k con el resto del parche de hábitat presentes en el paisaje, siendo k el origen o destino de dichas conexiones y flujos de dispersión. Esta fracción depende tanto del atributo del parche como de su posición en el paisaje respecto al resto de parches (interpatch connectivity). $dPCflux_k$ refleja lo bien conectado que está k con el resto del hábitat existente en el paisaje, pero no la importancia de k para mantener los flujos y conexiones entre otras zonas de hábitat, aspecto que cuantifica la siguiente fracción (De La Cruz y Maestre, 2013).

$dIICconnector_k$ evalúa la contribución del parche k como elemento conector o parche puente (stepping stone) entre el resto de los parches de hábitat del paisaje. Es decir, mide en qué medida k facilita los flujos dispersivos que no tienen su origen ni destino en k pero que sí son potenciados y pasan a través de k. Esta fracción es independiente del área o cualquier otro atributo local del parche k y tan solo depende de su posición topológica en el mosaico territorial (De La Cruz y Maestre, 2013).

6.3.7.1 Área mínima de elementos de hábitat

La caracterización de los componentes del paisaje en el mantenimiento de la conectividad de hábitats es fundamental debido a las implicaciones en la conservación de procesos ecológicos e interacciones a nivel de poblaciones, comunidades y ecosistemas (Primack *et al.*, 2001). La fragmentación afecta de manera diferente a las diversas especies de vertebrados en los ecosistemas terrestres (Bennett, 1998). Los paisajes fragmentados están compuestos de una red de hábitats de diferente calidad para

la fauna, debido a lo cual se ha incrementado el interés por entender como las especies son afectadas por la fragmentación (Gascon *et al.*, 1999).

Estudios ecológicos han documentado que la permanencia de diversos grupos de plantas y animales depende del tamaño de los hábitats y la conexión entre estos. Sobre el criterio de las superficies, Múgica *et al.* (2002) consideran que existe un hábitat mínimo viable, una superficie mínima por debajo de la cual no es posible garantizar la supervivencia de ciertas especies. En particular los grupos más estudiados son las aves y los mamíferos, la mayor parte de estos estudios indican que las especies animales varían mucho en cuanto a su nivel de especialización y a su tolerancia ante perturbaciones y cambios en el hábitat (Bennett, 1998).

Los desplazamientos regulares suelen darse cuando un animal se alberga o reproduce en un hábitat y busca alimento en otras clases de hábitat, áreas de vegetación remanente o un mosaico de hábitats. La escala de desplazamiento, la clase, calidad y tamaño de los parches conectados deben cubrir los requerimientos de hábitat de la especie, los cuales frecuentemente se encuentran separados por el mosaico de terrenos amplios agrícolas o por una matriz del paisaje transformada (Forman 2003).

Las grandes extensiones de paisajes fragmentados, los diferentes elementos de la estructura del paisaje, los obstáculos o las barreras físicas que encuentre un animal en su camino constituyen barreras a la dispersión que pueden restringir la capacidad del potencial reproductivo a muchas especies de animales, además que esta dispersión es específica de cada especie.

Las especies de mamíferos grandes en algunos casos se ven afectadas por las restricciones en el tamaño del área, al requerir de áreas extensas de desplazamiento y por lo tanto los fragmentos pequeños no son adecuados para satisfacerlos. Estos animales utilizan enlaces de hábitats de calidad entre cadenas de montañas para sus desplazamientos, por lo que la posibilidad de que estén presentes aumenta al tener al menos cierta continuidad entre bosques; por lo tanto se consideró para este estudio en el

análisis de la conectividad determinando fragmentos o parches forestales (datos vectoriales) como elementos de hábitat con una extensión mínima de 0.5 hectáreas (5,000 m²).

6.3.7.2 Distancias de dispersión del ocelote y venado cola blanca

Con el propósito de obtener las distancias de dispersión animal para el ocelote y venado cola blanca se revisó y documentó información sobre el ámbito de hogar de ambas especies, recabada principalmente en publicaciones científicas sobre estudios particularmente realizados en México, entre los que se encuentran los de Ceballos y Oliva (2005), Jiménez (2007), Martínez (2013) y Pérez y Santos (2015), quienes señalan que el ámbito hogareño para machos y hembras que ocupa el ocelote varía entre 350 a 9,000 ha. Por otro lado, Noguera *et al.* (2002), Bello *et al.* (2004), Ceballos y Oliva (2005), Fulbright y Ortega (2007), Chaves (2012), Ontiveros (2012), Hernández (2014) y SEMARNAT (2014), documentaron ámbitos hogareños para machos y hembras que ocupa el venado que oscilan de 26 hasta 1,057 ha.

La tabla 8 muestra las distancias de desplazamiento atribuido (en metros) para cada una de las especies, estas determinadas a partir del ámbito hogareño, donde los desplazamientos señalados son a partir del punto central de radio de hábitat, equivalente a cubrir las diversas superficies según lo señalan Ceballos y Oliva (2005), Jiménez (2007), Martínez (2013), Pérez y Santos (2015), Noguera *et al.* (2002), Bello *et al.* (2004), Fulbright y Ortega (2007), Chaves (2012), Ontiveros (2012), Hernández (2014) y SEMARNAT (2014). A partir de estos valores de desplazamiento (km) se obtuvo el valor de la mediana, la cual se consideró para el análisis de la conectividad utilizando una distancia de dispersión para el ocelote de 2.1 km (2,100 m) y para el venado una distancia de 1.1 km (1,100 m), esto basado en la distancia ponderada de los registros obtenidos de los diferentes autores consultados.

Tabla 8. Ámbito hogareño, distancias de desplazamiento mínimo y máximo para ocelote y venado cola blanca; la distancia de desplazamiento atribuido se refiere a la mediana de la distancia de desplazamiento citado.

Nombre científico	Nombre común	Ámbito hogareño (km ²)/Dist. de desplazamiento (m)	Dist. de desplazamiento (m) atribuido
<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	♂3.5–17.7/1,055.5–2,373.6 (Ceballos y Oliva, 2005)	2,100
		♂5.4–90.5/1,311–5,367.2 (Martínez, 2013)	
		♂17–46/326.2–3,826.5 (Pérez y Santos, 2015)	
		♂10–11/1,784.1–1,871.2 (Jiménez, 2007)	
<i>Odocoileus virginianus</i>	Venado cola blanca	♂5.18/1,284.1 (Hernández, 2014)	1,100
		♂1.05/578.1 (Ontiveros (2012)	
		♂10.5/1,828.2 (SEMARNAT, 2014)	
		♂10.57/1,834.3 (Ceballos y Oliva, 2005)	
		♂0.26/287.7 (Weber, 2014)	
		♂2.34/863 (Bello <i>et al.</i> , 2004);	
		♂10.57/1,834.3 (Chaves, 2012)	
		♂1.98/793.9 (Fulbright y Ortega, 2007)	

Utilizando el ámbito hogareño (en hectáreas) citado anteriormente (Tabla 8) y obteniendo la distancia de desplazamiento aproximado (km) se llevó a cabo una prueba de la relación entre estas variables realizando un análisis de correlación de Pearson que se representa con el símbolo “*r*” y proporciona una medida numérica de la correlación entre dos variables y se calcula mediante la siguiente ecuación (22) (Reyes, 1995).

$$r = \frac{\sum(X-\bar{x})(Y-\bar{y})}{\sqrt{(\sum x^2)(\sum y^2)}} = \frac{\sum xy}{\sqrt{(\sum x^2)(\sum y^2)}} \quad (22)$$

Dónde:

x: es la desviación de la variable X

y : es la desviación de la variable Y

xy : es el producto de las desviaciones

$\sum xy$: es la suma de los productos

$\sum x^2$: es la suma de los cuadrados de las desviaciones de X

$(\sum y^2$: es la suma de los cuadrados de las desviaciones de Y

6.4 Corredores de hábitat

Los corredores fueron propuestos por Wilson y Willis en 1975, y están basados en el supuesto de que los fragmentos unidos o conectados por un corredor de hábitat adecuado disminuye la tasa de extinción y tienen un mayor valor para la conservación que los hábitats aislados. La finalidad de estos corredores es permitir la dispersión de plantas y animales de un lugar (fragmento) a otro, facilitando el flujo de genes y la colonización (Majka *et al.*, 2014).

Para la definición de las zonas de hábitat que puedan en la práctica servir como corredores efectivos (Majka *et al.*, 2014), en este estudio se modelaron los corredores de hábitat para las especies ocelote (*Leopardus pardalis*) y venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), utilizando la herramienta Create Corridor Model de Corridor Designer para ArcMap. Esta herramienta evita tener que restringirse a una caracterización de un corredor como un camino de coste mínimo de un único píxel de anchura, permitiendo seleccionar zonas de bajo coste y suficiente anchura y que puedan en la práctica servir de corredores efectivos para la especie o especies de interés; además permite valorar la distancia que tendrían que recorrer los individuos para desplazarse de unos parches a otros a través de esos corredores; finalmente también ayuda a identificar, más allá del óptimo desde el punto de vista biológico, otros corredores alternativos con características relativamente idóneas.

6.4.1 Definición de zonas de enlace

Para la definición de los corredores de hábitat en el área de estudio se determinaron cinco zonas de enlace, cada zona representada por un polígono (sin acotar su dimensión) de cobertura forestal. La zona de enlace principal es el polígono del ANP Sierra de Quila, considerado como el área referente de este estudio.

Las cuatro áreas de enlace restantes (o bloques) son y se sitúan en las siguientes zonas:

- a) Bloque 1 al 2; del extremo noreste, para definir el enlace entre la Sierra de Quila y el ANP “Área de Protección de Flora y Fauna La Primavera”.
- b) Bloque 1 al 3; del extremo sureste, para definir el enlace entre la Sierra de Quila y la Sierra de Tapalpa.
- c) Bloque 1 al 4; del extremo suroeste, para definir el enlace entre la Sierra de Quila y la Sierra de Cacoma.
- d) Bloque 1 al 5; del extremo noroeste, con el cual se busca definir el corredor de hábitat entre la Sierra de Quila y la Sierra de Jolapa, en ésta última se localiza una porción del ANP “Área de Protección de Recursos Naturales CADNR043, la Porción Sierra de Vallejo Ameca” (ver Figura 13).

Para la obtención de estos bloques en el caso del bloque 2, se tomó el polígono del ANP Bosque La Primavera que entrara dentro del área de estudio con superficie forestal y referente a los bloques 3, 4 y 5 se obtuvieron mediante la extracción de los límites de las microcuencas estatales (IIEG, 2014) que se encontraran hacia los tres extremos del área de estudio y que además incluyera la superficie forestal; considerando que esta tuviera una continuidad hacia fuera del área.

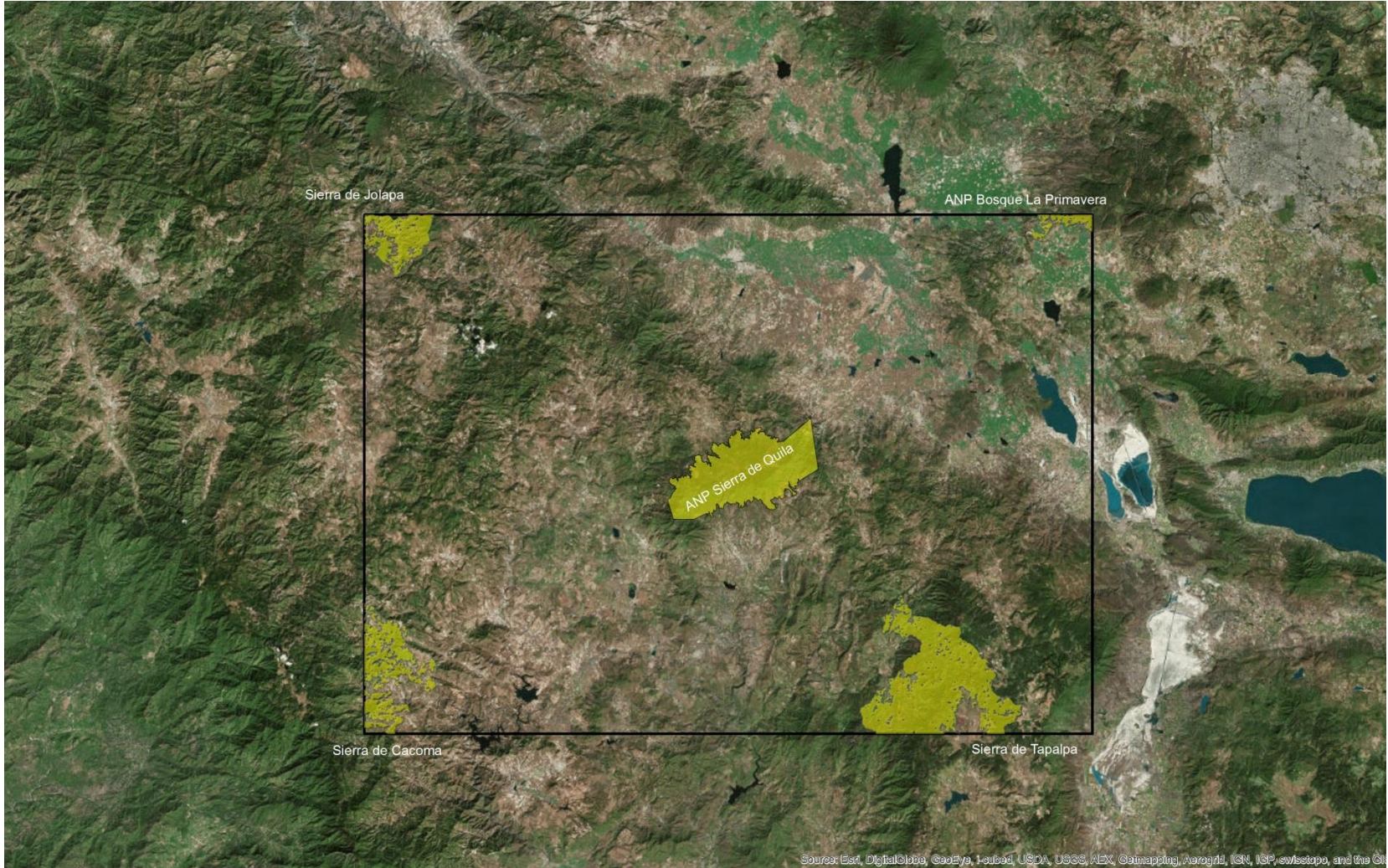


Figura 13: Ubicación del área protegida “Sierra de Quila” y zonas extremas de enlace para la definición de corredores de hábitat para las especies ocelote y venado cola blanca.

6.4.2 Modelación del hábitat idóneo

6.4.2.1 Variables de modelación

Para la modelación de hábitat idóneo para las especies ocelote y venado cola blanca se identificaron las variables físicas y antropogénicas, también llamadas variables de fricción, que influyen en el comportamiento de dispersión o movimiento del animal como: el tipo de vegetación, la topografía, la altitud, las carreteras pavimentadas (distancia) y las zonas urbanas (distancia).

Las variables se generaron a partir de: a) la carta de uso de suelo y vegetación obtenida de las imágenes Landsat 8 OLI para el área de estudio; b) el modelo de elevación del terreno (elaborado a partir de las curvas de nivel de las cartas topográficas de INEGI escala 1:50,000); c) el modelo topográfico creado a partir del modelo de elevación del terreno y el uso de la herramienta *Create topographic position raster* ubicada dentro de las herramientas de Corridor Designer; para la creación del modelo topográfico se siguieron las condiciones sugeridas por Majka *et al.* (2014):

- Cuando los píxeles sean clasificados como un fondo de cañón la elevación fuera de al menos 12 m menos que la media de los píxeles de la vecindad.
- El píxel será clasificado como una cresta o parte alta si el píxel tiene una elevación de al menos 12 m mayor que el promedio de los píxeles de vecindad.
- El píxel será clasificado como un plano o pendiente suave si el píxel no está clasificado como un fondo de cañón o cresta o parte alta y tiene una pendiente inferior a seis grados.
- El píxel será clasificado como una pendiente pronunciada si el píxel no está clasificado como un fondo de cañón o cresta o parte alta y tiene una pendiente más de seis grados.

Y finalmente, d) las capas vectoriales de carreteras pavimentadas y centros de población (zonas urbanas), mismas que fueron rasterizadas a un tamaño de celda de 30

m para determinar la distancia euclídea existente entre las vías de comunicación y centros de población con el resto del contorno espacial del área de estudio.

6.4.2.2 Colecta de registros georreferenciados de ocelote y venado cola blanca

Con el objetivo de abundar en el conocimiento sobre los requerimientos de hábitat y comportamiento de las especies asociadas a cada variable de fricción se realizó un análisis con base en la intersección de los registros por especie con cada una de las variables, esto en un contexto nacional (Figura 14).



Figura 14: Registros de Ocelote (color marrón) y de Venado cola blanca (color verde) para México.

En general se obtuvo información (puntos georreferenciados) de ocelote y venado cola blanca de algunas colecciones biológicas provenientes de museos de historia natural, bases de datos de universidades y de redes de información tanto nacionales como internacionales, además de puntos obtenidos en artículos ya publicados, así como de base de datos de investigación especializada (ver Tabla 9). El total de los registros colectados para el ocelote fue de 282 y para el venado cola blanca fueron 959.

Tabla 9. Colecta de puntos georreferenciados de Ocelote y Venado cola Blanca en México.

Núm.	Consultas
1	Aranda <i>et al.</i> 2014
2	Valdez <i>et al.</i> 2013
3	Bárcenas y Medellín 2010
4	Base de datos Centro de Estudios en Zoología (Universidad de Guadalajara)
5	Colección Mastozoológica del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca (CIIDIR)
6	Colección Nacional de Mamíferos (CNMA)
7	Colección Nacional de Mamíferos de la Estación Biológica Chamela
8	Colección Nacional de Mamíferos de la Estación Biológica los Tuxtlas
9	Colecciones Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México y Unidad de Informática para la biodiversidad (UNAM-UNIBIO)
10	Hernández <i>et al.</i> 2013
11	Iglesias <i>et al.</i> 2008
12	Infraestructura Mundial de Información en Biodiversidad (GBIF)
13	Velazco y Peña 2015
14	Martínez 2009
15	Martínez <i>et al.</i> 2011
16	Museo de Historia Natural de la Universidad de Kansas
17	Museo de Historia Natural Field Chicago
18	Ramírez <i>et al.</i> 2010
19	Red Mundial de Información sobre biodiversidad (CONABIO-REMIB)
20	Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB-CONABIO)
21	Solución de Colaboración y Gestión (Arctos)
22	Universidad de California Berkeley

6.4.2.3 Proceso de modelación

Previo a la modelación del mapa de idoneidad de hábitat para cada especie, se requirió como primer paso, contar con las capas raster de las variables de fricción adecuadas a la dimensión del área de estudio. Para cada variable se generó un archivo de texto en formato ASCII, el cual contiene la clase, característica o rango y su valor relativo (%) e intrínseco (valor de “peso”); por ejemplo, la variable de uso de suelo y vegetación conformada por nueve clases o tipos de vegetación, para cada una de las clases les fue designado un valor intrínseco en función a la importancia que ocupa como hábitat idóneo para para la especie animal (ver Tabla 10). Los valores intrínsecos para cada variable se derivan del análisis espacial de los registros georeferenciados interpuestos

con las capas de las variables de fricción, revisiones bibliográficas y sobre todo, de la consulta y opinión de expertos involucrados en el estudio, manejo e interacción natural de estas especies (Mora, 2016; Hernández, 2016; Guerrero, 2016).

En la construcción de los archivos de texto para las variables de uso de suelo y vegetación y topografía también se les clasificó cada una de sus propiedades en valores numéricos (número de clases: 1, 2, 3, 4, 5.....9) ascendentes, para uso de suelo y vegetación (Tabla 10) y 1, 2, 3, 4 para topografía (Tabla 12) ya que son las diferentes características topográficas del área de estudio y a cada una de ellas sus respectivos pesos o valores de fricción.

Tabla 10. Variable Uso de Suelo y Vegetación.

Núm.	Uso de suelo y vegetación	Valores de fricción para ocelote	Valores de fricción para venado
1	Agricultura	10	17
2	Área sin vegetación aparente	0	2
3	Bosque de pino-encino	40	77
4	Bosque de encino	80	67
5	Cuerpo de agua	5	18
6	Bosque de encino-pino	60	77
7	pastizal	5	22
8	Selva baja caducifolia	100	87
9	Zona urbana	0	0
	Peso a variable	70	65

Con respecto a la variable altitud se definieron rangos en los cuales abarca todos los posibles valores en el área de análisis y así mismo se trabajó con las variables de distancia a carreteras pavimentadas y distancia a zonas urbanas, de manera que los rangos se colocaran en los textos de una manera ascendente (Tablas 11, 13 y 14).

Tabla 11. Variable Altitud.

Altitud msnm	Valores de fricción para ocelote	Valores de fricción para venado
500-1000	100	78
1000-1500	60	80
1500-3500	20	80
Peso a variable	5	5

Tabla 12. Variable Topografía.

Núm.	Topografía	Valores de fricción para ocelote	Valores de fricción para venado
1	Fondo de cañón	80	80
2	Plano o pendiente suave	100	63
3	Pendiente pronunciada	10	53
4	Cresta o parte alta	10	30
Peso a variable		15	20

Tabla 13. Variable Distancia a carreteras pavimentadas.

Dist. a carreteras	Valores de fricción para ocelote	Valores de fricción para venado
0-100	0	12
100-500	30	50
500-2000	60	80
2000-15000	100	93
Peso a variable	5	5

Tabla 14. Distancia a zonas urbanas.

Dist. a zonas urbanas	Valores de fricción para ocelote	Valores de fricción para venado
0-100	0	10
100-500	20	45
500-2000	80	73
2000-13500	100	93
Peso a variable	5	5

La modelación se realizó con el programa Corridor Designer con la herramienta Habitat Modeling (Create habitat suitability model) (Figura 15); para la creación del modelo de hábitat idóneo o disponible se requirieron estos parámetros mencionados que son la carta de uso de suelo y vegetación, el modelo digital de elevación, el modelo topográfico, la capa de distancia a carreteras y la capa distancia a zonas urbanas

(formato raster), las tablas generadas por cada una de las variables con sus respectivos valores intrínsecos y además de un factor peso o importancia de cada una de las variables por si solas, es decir cuál de las cinco variables es la más importante para la especie animal debiendo sumar en su totalidad el 100 %.

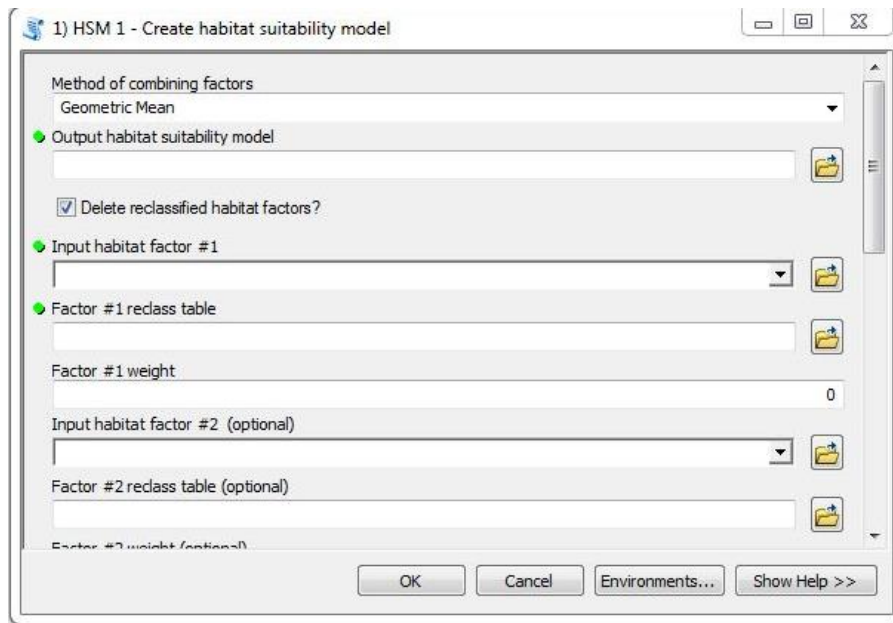


Figura 15: Interface del programa *Corridor Designer* para la modelación de hábitat idóneo.

6.4.3 Modelación de corredores

La modelación de corredores se realizó una vez se definieron las zonas de enlace, se contara con las capas raster de las variables de fricción, se tuvieran las tablas de valores intrínsecos y se definieran los valores relativos de “peso” de las variables mediante la cual posteriormente se obtendría el modelo de hábitat para las especies. La modelación de corredores de hábitat se realizó de manera independiente, es decir, por cada zona de enlace extrema con respecto a la Sierra de Quila (zona de enlace principal) (Figura 16), en donde en primera opción se ingresa el modelo de hábitat idóneo, seguidas de la zona de enlace principal (bloque 1) y el bloque 2 o zona de enlace extrema según se desee obtener el corredor.

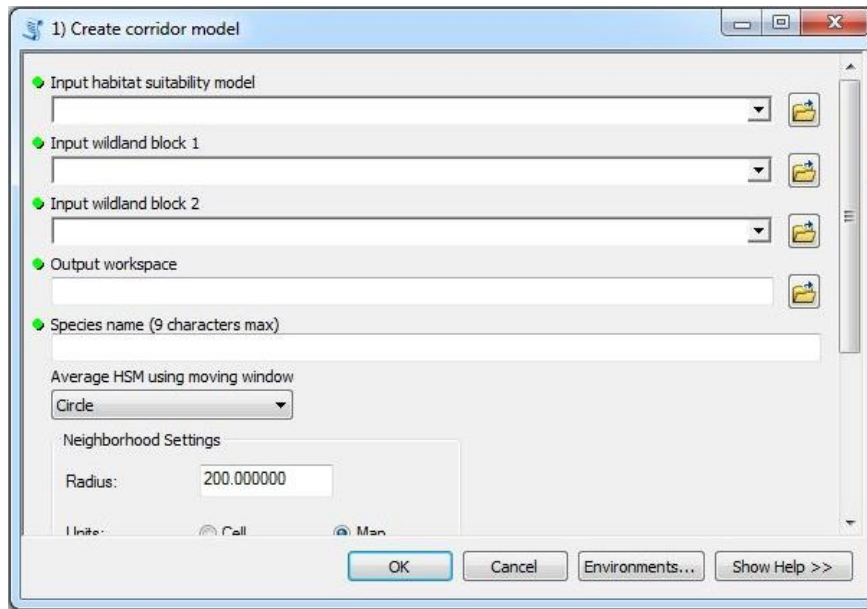


Figura 16: Interface del programa *Corridor Designer* para la modelación de corredores de hábitat.

Como resultado del modelado de los corredores correspondientes para cada una de las especies se obtienen 10 capas vectoriales de salida (corredores lineales) que van representadas del 1 al 10 % (1, 2, 3, 4.....10 %) del total de la superficie representada del paisaje o del área de estudio.

7 RESULTADOS

7.1 Clasificación de imágenes satelitales

7.1.1 Clasificación automática supervisada

Para este estudio se empleó el método de clasificación supervisado aplicado al mosaico compuesto de las dos imágenes Landsat 8 OLI capturadas los días 20 y 27 de enero de 2014. Para la clasificación se consideró tomar muestras representativas de las clases: Bosque de encino, Bosque de encino-pino, Bosque de pino-encino, Selva baja caducifolia, Pastizal, Agricultura y Área sin vegetación aparente; las clases de Zonas urbanas y Cuerpos de agua se omitieron para la clasificación automática con el fin de reducir la heterogeneidad espectral que representan los distintos objetos que componen el paisaje, ya que entre más clases se consideren para la clasificación, más complejo resultará identificar la separabilidad de dichas clases en la imagen. Por lo anterior, se consideró que para las clases de cobertura más complejas se seleccionaran más áreas de entrenamiento, estas fueron las clases: Agricultura, que por su uso (de riego, anual, temporal y de humedad) la reflectancia de su cobertura era diversa; Pastizal (cultivado, halófilo e inducido) que por las características de cada uno de sus tipos representaban una coloración diferente cada uno; Selva baja caducifolia y Bosque de encino, debido principalmente a la peculiaridad del patrón vegetativo en la duración y caducidad de sus hojas.

Para la clasificación del área de estudio se recolectaron de 70 a 300 áreas de entrenamiento (AE) por clase, obteniendo un total de 1,170 muestras. Las áreas que corresponden a las clases “Cuerpos de agua” y “Zonas urbanas” se reclasificaron, una vez se obtuvo la clasificación final (Tabla 15).

Tabla 15. Tipo y número de áreas de entrenamiento por clase de cobertura.

No.	Clases	Clases	AE
1	Bosque de pino-encino	-	100
2	Bosque de encino-pino	-	100
3	Bosque de encino	BQ y BQ1	200
4	Selva baja caducifolia	SBC y SBC1	200
5	Agricultura	A1, A2 y A3	300
6	Pastizal	P1 y P2	200
7	Área sin vegetación aparente	-	70
	Total	-	1,170

Las clases **BQ1**: Bosque de encino, **SBC1**: Selva baja caducifolia **A1, 2 y 3**: Agricultura y **P1 y 2**: Pastizal se refiere a que se recolectaron muestras adicionales de la misma clase, pero que en la imagen presentaron una reflectancia diferente (Ver apartado 6.2.2.2).

7.1.2 Evaluación de la precisión de la clasificación

Para este estudio la clasificación de las imágenes se basó en la composición de las bandas: 2 (azul), 3 (verde), 4 (rojo), 5 (NIR), 6 (SWIR1) y 7 (SWIR2); la precisión global calculada a partir de la matriz de confusión fue de 64.4 %. El índice estadístico de Kappa (k) fue de 0.57 (57 %), por lo que se espera que la clasificación haya discriminado las categorías de interés con exactitud de manera significativa mayor a las que hubiera obtenido con una asignación aleatoria (Chuvieco, 2010). La matriz de confusión (Tabla 16) muestra en forma diagonal la distribución de puntos de verificación correctos por tipo de cobertura, los cuales suman 1,993, de un total de 3,095 utilizados para la evaluación de la precisión; el resto de los puntos se encuentran dispersos entre los demás tipos de cobertura, los cuales crea confusión entre otras clases.

De acuerdo a la precisión de la clasificación para coberturas forestales se encontró que la Selva baja caducifolia muestra valores altos, tanto en la precisión del productor (76.1 %), como en la precisión del usuario (88.8 %), lo que significa que la superficie clasificada está en gran parte ocupada por este tipo de cobertura, de cada 10 muestras, 8 corresponden a selva baja caducifolia, además permite al usuario utilizar esta información con una fiabilidad aproximada al 90 %; en este mismo sentido se encontró a la cobertura de bosque de pino encino, que de cada 10 muestras, 7 corresponden a la cobertura designada. Por el contrario la cobertura de bosque de encino pino presenta

valores por debajo de la fiabilidad presentados en el bosque de pino encino, la precisión del productor fue de 11.3 % y del usuario 40.7 %, lo que garantiza una baja probabilidad de obtener esta cobertura en el mapa y una pobre fiabilidad de utilizar esta información. Para la agricultura, la precisión del productor fue de 60.1 % y una fiabilidad de usuario de 95.7 %; mientras que los pastos presentan una precisión del productor de 84.7 % y una confiabilidad de ser utilizada inferior al 40 % (Tabla 16).

Tabla 16. Matriz de confusión: distribución de puntos de verificación clasificados como correctos por tipo de cobertura (diagonal resaltada en gris).

Clase	Referencias							Total	Puntos correctos	Precisión del Productor (%)	Precisión del Usuario (%)
	BPQ	BQP	BQ	SBC	A	P	ASVA				
BPQ	432	110	14	0	0	4	8	614	432	70.36	76.06
BQP	43	35	5	0	0	3	0	310	35	11.29	40.70
BQ	127	158	304	52	18	19	47	388	304	78.35	41.93
SBC	0	2	39	491	17	4	0	645	491	76.12	88.79
A	1	3	0	5	470	11	1	774	470	60.72	95.72
P	9	2	24	96	239	232	5	274	232	84.67	38.22
ASVA	1	0	1	1	30	1	29	90	29	32.22	46.03
Total	614	310	388	645	774	274	90	3,095	1,993		

BPQ: Bosque de pino encino, **BQP:** Bosque de encino pino, **BQ:** Bosque de encino, **SBC:** Selva baja caducifolia, **A:** Agricultura, **P:** Pastizal y **ASVA:** Área sin vegetación aparente.

7.1.3 Tipos de uso de suelo y vegetación

A la capa resultante del proceso clasificatorio final, definido con siete clases, se le reclasificaron de manera manual las clases de: Cuerpos de agua y Zonas urbanas, las cuales fueron clasificadas inicialmente como área sin vegetación aparente; en total el mapa de usos del suelo y vegetación quedó definido por nueve clases.

A los nueve tipos de uso de suelo y vegetación se les denominó “Conjunto del paisaje”, el cual abarca 631,505 ha. En general, el “Conjunto del paisaje” posee una cobertura forestal de 350,102 ha, es decir, el 55.4 % del área de estudio; los tipos de vegetación que conforman de manera porcentual esta cobertura son: bosque de encino

con 26.6 % (168,005 ha), la selva baja caducifolia con 22.3 % (140,962 ha), el bosque de pino-encino con el 5.5 % (34,543 ha), y el bosque de encino-pino con 1 % (6,590 ha). Por el contrario, la “Cobertura no forestal” se concentran principalmente en aquellas áreas de pastizal, las cuales cubren el 28.8 % (182,088 ha) del total del área de estudio, junto con la cobertura Agricultura, con 13.6 % (85,938 ha), la zona urbana con el 1 % (6,109 ha), los cuerpos de agua que representan el 0.9 % (5,840 ha) y el área sin vegetación aparente con 0.2 % (1,426 ha) (Tabla 17). La “Cobertura no forestal” cubre una superficie de 281,403 ha, es decir, el 44.6 % de la superficie del área de estudio (Tabla 17), su principal uso está dedicado a las actividades agropecuarias sobre todo en los municipios de Ameca, Tala, San Martín Hidalgo, Cocula, Villa Corona, Atengo, Ayutla, Tenamaxtlán y Zacoalco de Torres. El uso potencial de las tierras se basa en un sistema primario de producción de cultivos como la caña, el maíz, el frijol, sorgo, agave, sandía, melón, jitomate, arroz, durazno, alfalfa, tomate de cascara, otras hortalizas, aguacate y pasto forrajero. El sector ganadero está dedicado a la cría el ganado bovino, caprino, porcino, ovino, equino, aves, conejos y colmenas (SEPAF, 2015).

Tabla 17. Tipo y relación porcentual del uso del suelo y vegetación del área de estudio.

Núm. Clases	Clasificación	Superficie (ha)	Superficie (%)
1	Bosque de pino-encino	34,543.9	5.5
2	Bosque de encino-pino	6,590.5	1.0
3	Bosque de encino	168,005.4	26.6
4	Selva baja caducifolia	140,962.4	22.3
5	Agricultura	85,938.5	13.6
6	Pastizal	182,088.9	28.8
7	Cuerpo de agua	5,840.0	0.9
8	Área sin vegetación aparente	1,426.4	0.2
9	Zona urbana	6,109.7	1.0
	Total (Conjunto del paisaje)	631,505.9	100.0

La figura 17 representa la distribución espacial de los tipos de uso del suelo y vegetación en el área de estudio, mientras que la figura 18 muestra la distribución espacial de las coberturas forestales y no forestales.



Figura 17: Tipos de uso del suelo y vegetación del área de estudio. A (Agricultura), ASVA (Área sin vegetación aparente), BPQ (Bosque de pino encino) BQ (Bosque de encino), BQP (Bosque de encino pino), CA (Cuerpo de agua), P (Pastizal), SBC (Selva baja caducifolia) y ZU (Zona Urbana).

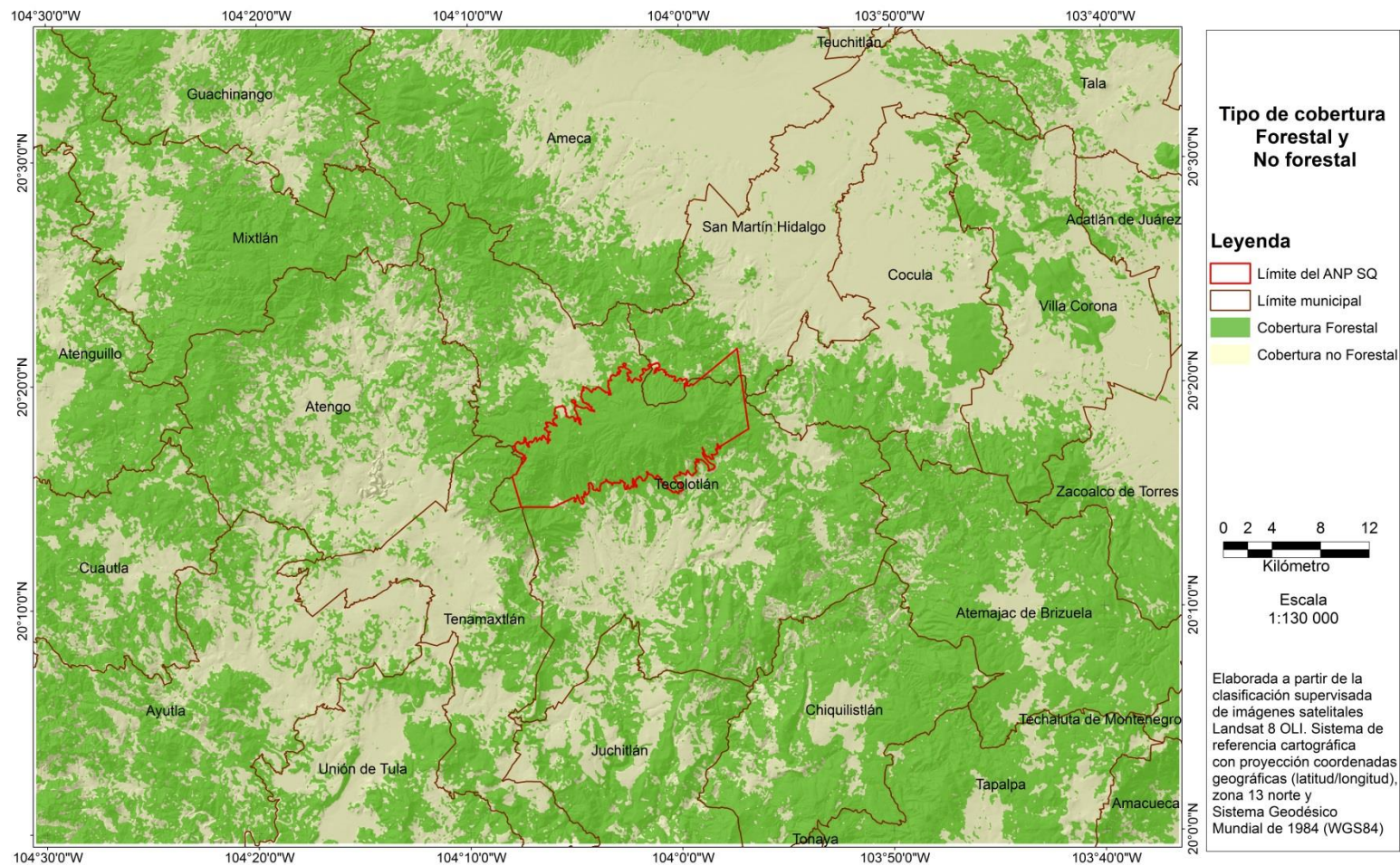


Figura 18: Distribución espacial de las coberturas forestal y no forestal del “Conjunto del paisaje”.

7.2 Métricas de fragmentación

7.2.1 A nivel de paisaje

El análisis de la fragmentación a nivel de paisaje, caracteriza en su conjunto todo el mosaico del paisaje, es decir, los parches que le componen. Dentro del área de estudio (Conjunto del paisaje) se registraron un total de 37,393 parches con un tamaño medio cuadrático (TCP) de 3,265.74 ha y un tamaño promedio de parches de (MPS) 16.9 ha. La forma (MSI) de los parches es compleja, con promedio de 1.49, es decir, las formas de la cobertura forestal no demuestra una semejanza geométrica; por lo tanto las formas tienden a ser irregulares, sin embargo, presenta un índice de forma ponderado por tamaño de parche (IFP) de 1.44, el cual indica la presencia de parches de gran extensión en el área de estudio. La diversidad de los tipos de parches que tiene el paisaje (índice de Shannon, SDI) resultó de 1.63; el índice se basa en el número de los diferentes tipos de parches y la distribución proporcional de área entre los tipos de parche.

Sin considerar el tipo de vegetación, la cobertura forestal del área de estudio cubre una superficie de 350,102 ha (55.4 %) distribuida en 2,330 parches (Figura 18), presentando un tamaño medio cuadrático de 7,247.6 ha, así como también un tamaño promedio de parches de 150.15 ha. En el área de estudio se localiza un parche mayor que ejerce una mayor influencia en los resultados de los índices, el cual representa el 87.4 % de la cobertura.

7.2.2 A nivel de clases

7.2.2.1 Medidas de área

A nivel de clase, destaca en cuanto ocupación del territorio el bosque de encino con 27 % (168,005.4 ha), seguido de la selva baja caducifolia con 22 % (140,962.5 ha), mientras que el conjunto de la cobertura no forestal resalta como principal cobertura el pastizal con 29 % (182,089 ha), seguido de las áreas agrícolas (15 %). La figura 19 muestra la distribución porcentual del área y número de parches por tipo de uso de suelo y vegetación.

La estructura espacial que ocupan los parches forestales en el territorio, el valor de la diversidad del paisaje, su composición y la abundancia se determinan con el número de parches, en este contexto, las áreas de uso agrícola y pastizales de la “Cobertura no forestal” ocupan el 14 y 29 % del total del número de parches, 5,198 y 10,750 parches respectivamente.

El número de parches corresponde al número total de los polígonos en el “Conjunto del paisaje” y es éste, una de las maneras más sencillas de evaluar la diversidad de la superficie terrestre; por lo tanto, un mayor número de parches significará una mayor fragmentación. En este sentido, el bosque de encino y la selva baja caducifolia registraron 7,684 y 7,145 parches, siendo estas las coberturas forestales más fragmentada (21 y 19 %) (Figura 19).

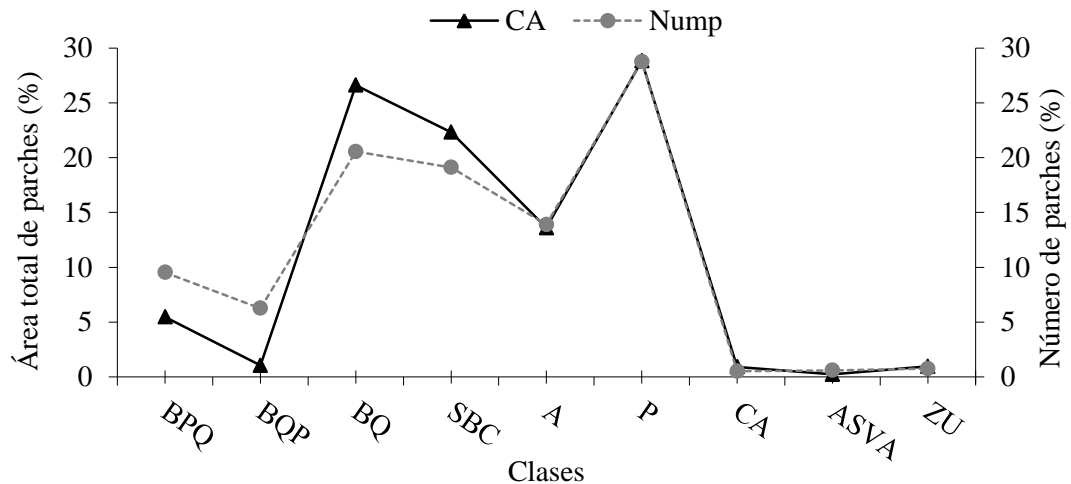


Figura 19: Distribución porcentual del área total y número de parches por tipo de cobertura en el área de estudio. (BPQ-Bosque de pino encino, BQP-Bosque de encino pino, BQ-Bosque de encino, SBC-Selva baja caducifolia, A-Agricultura, P-Pastizal, CA-Cuerpo de agua, ASVA-Área sin vegetación aparente y ZU-Zona urbana).

7.2.2.2 Medidas de composición

La disminución del hábitat que cubre una cierta área o parche tiene una estrecha relación con aquellos polígonos reducidos, es decir, los parches pequeños limitan la capacidad para mantener poblaciones en mediano y largo plazo y por lo tanto tienden a desvalorizarse para el propósito de la conservación y conectividad de las especies. La media cuadrática del tamaño de los parches (TCP) se muestra por tipo de uso del suelo y vegetación en la tabla 18, donde la cobertura de bosque de encino presenta el mayor valor (1,916.6 ha), por otro lado, para esta misma cobertura, el valor promedio de los parches (MPS) resultó de 21.9 ha.

La densidad de parches (PD) se refiere al número de parches que existen dentro de una unidad de referencia dentro del “Conjunto del paisaje”, teniendo como base 100 ha. Su significado es simple y consiste en que la densidad de los parches aumentará cuanto mayor sea la fragmentación de la cobertura; en este sentido, las coberturas de bosque de encino pino y el bosque de pino encino registraron un valor de 35.54 y 10.32, las mismas son consideradas como las coberturas más críticas. En relación a la “Cobertura no forestal”, el área sin vegetación aparente y la agricultura presentaron los valores mayores (15.84 y 6.05) (Tabla 18).

Como se describe en el capítulo metodológico de este trabajo, el índice de fragmentación (F) no es comparable entre los distintos usos del suelo y tipos de vegetación, debido a que se parte de una evaluación primaria (imagen clasificada 2014), es decir actual y no se cuenta con datos de referencia para efectos de comparación previos; el índice podrá ser comparado posteriormente entre el mismo tipo de coberturas, siempre y cuando sea una carta adquirida o elaborada con un mismo procedimiento metodológico y aplicando el mismo índice, de esta manera podrá ser evaluado el índice en función al incremento o disminución de los valores estimados; de esta manera se deduce que el aumento en los valores explicaran una disminución del grado de fragmentación.

Tabla 18. Valores de las métricas de composición por tipo de cobertura.

Tipo de cobertura	MPS	TCP	PD	F
Bosque de pino encino	9.7	578.6	10.32	8.51
Bosque de encino pino	2.8	136.2	35.54	3.70
Bosque de encino	21.9	1,916.6	4.57	8.96
Selva baja caducifolia	19.7	1,667.6	5.07	8.25
Agricultura	16.5	1,192.0	6.05	8.18
Pastizal	16.9	1,756.2	5.90	4.55
Cuerpo de agua	29.6	416.1	3.37	69.52
Área sin vegetación aparente	6.3	94.9	15.84	16.99
Zona urbana	21.4	361.3	4.68	43.63

MPS: Tamaño promedio de los parches (ha), TCP: Tamaño medio cuadrático de los parches (ha), PD: Índice de densidad de parches, F: Índice de fragmentación.

7.2.2.3 Medidas de borde

La cantidad de borde (TE) en un paisaje es importante para muchos fenómenos ecológicos; a manera de ejemplo, el borde de un ecosistema puede presentar diferencias microclimáticas (radiación solar, sombra, humedad, entre otras), composición de especies o tasas de depredación, con respecto al centro de cada elemento de hábitat o parche forestal. Normalmente a mayor número de parches, la suma de la longitud de todos los bordes pertenecientes a un determinado uso del suelo o tipo de vegetación incrementa; tal es el caso para este estudio con la cobertura del bosque de encino y la selva baja caducifolia, así como para las áreas de uso agrícola y pastizales (Figura 20).

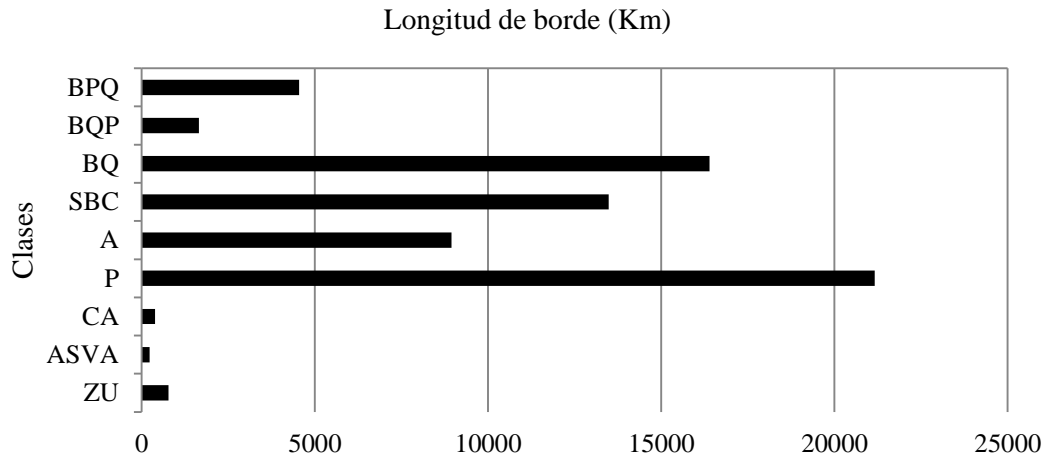


Figura 20: Longitud de borde en el paisaje por cada tipo de cobertura. (BPQ-Bosque de pino encino, BQP-Bosque de encino pino, BQ-Bosque de encino, SBC-Selva baja caducifolia A-Agricultura, P-Pastizal, CA-Cuerpo de agua, ASVA-Área sin vegetación aparente y ZU-Zona urbana).

7.2.2.4 Medidas de forma

Una de las maneras más significativas en que la forma determina la naturaleza de los parches en un paisaje es a través del efecto de borde, ya que las formas más complejas poseen una mayor cantidad de borde. A medida de que el tamaño de parche disminuye, un mayor porcentaje del hábitat se vuelve borde, el mismo efecto ocurre cuando la forma del parche se hace más alargada (complejidad de parches).

Por lo tanto, cuando el valor del índice de forma (IFP) es mayor al valor de 1, significará que la forma del parche será más complejas, dendríticas, sinuosas o alargadas; estas son las formas que presentan las coberturas de bosque de encino (1.49) y selva baja caducifolia (1.42) y el bosque de pino encino (1.40), por el contrario, un valor aproximado a 1, se interpretará que la forma de los polígonos asemejen cuadrados o círculos perfectos, como podrían representarlo los cuerpos de agua (1.29) en este estudio (Tabla 19).

Tabla 19. Valores de las métricas de forma.

Tipo de cobertura	MSI	IFP	MPAR
Bosque de pino encino	1.48	1.40	721
Bosque de encino pino	1.43	1.37	775
Bosque de encino	1.46	1.49	771
Selva baja caducifolia	1.50	1.42	713
Agricultura	1.47	1.44	644
Pastizal	1.54	1.42	617
Cuerpo de agua	1.49	1.29	459
Área sin vegetación aparente	1.43	1.34	579
Zona urbana	1.85	1.33	348

MSI: índice promedio de forma, **IFP:** Índice de forma ponderado por tamaño de parche

MPAR: Promedio de la proporción perímetro-área (m/ha).

Con respecto al MPAR, este índice argumenta el incremento del valor en la proporción perímetro/área de los parches, significando que una mayor proporción del parche está cerca del lindero o borde y, por tanto, son más vulnerables a procesos de perturbación, como se muestra en la tabla 19, el mayor valor de la proporción perímetro/área (MPAR) se registró para la cobertura de bosque de encino pino (775 m/ha), seguidos del bosque de encino (771 m/ha), bosque de pino encino (721 m/ha) y la selva baja caducifolia (713 m/ha) dentro de las coberturas forestales (Figura 21), por lo tanto significa que el ambiente natural de estas coberturas está cerca de lindero o borde, aunado a la alta complejidad perimetral que tienen las coberturas, es de esperar un proceso mayor de perturbación o cambios ecológicos dada la vulnerabilidad que presentan los parches.

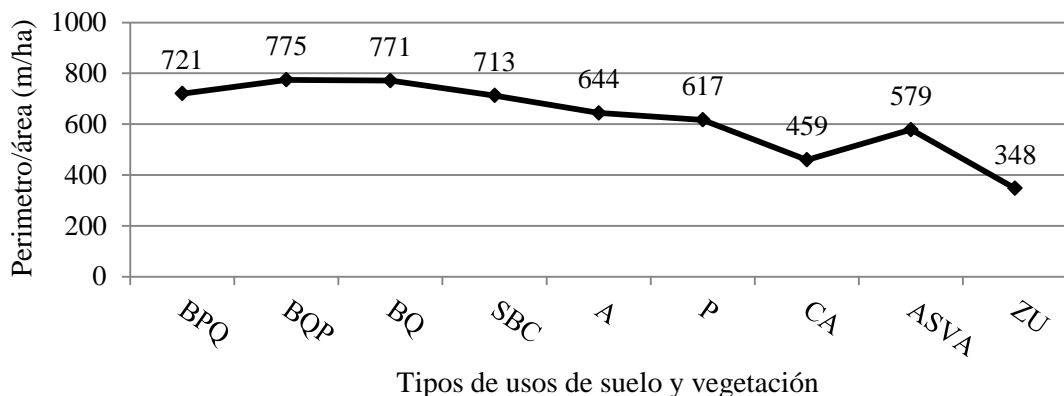


Figura 21: Relación perímetro/área por tipo de uso del suelo y vegetación en el área de estudio.

7.2.2.5 Medidas de configuración

El índice de dispersión (R_c) indica el tipo de distribución que tienen los parches forestales de una determinada cobertura en el paisaje; por ejemplo, la cobertura de bosque de pino encino que se asemeja próximo a 1 (1.14) determina un patrón de distribución de la cobertura de manera aleatoria. Un valor por debajo de 1 significa que la distribución de la cobertura es agregada, tal como se muestra en la figura 22, la cobertura de bosque de encino pino (0.76), las áreas sin vegetación aparente (0.37), el cuerpo de agua (0.43) y las zonas urbanas (0.49); por último, los valores mayores a 1 indican una distribución espacial uniforme, tal como lo presenta la cobertura de selva baja caducifolia (2.39), el bosque de encino (2.44) la agricultura (2.02) y los pastizales (3.72).

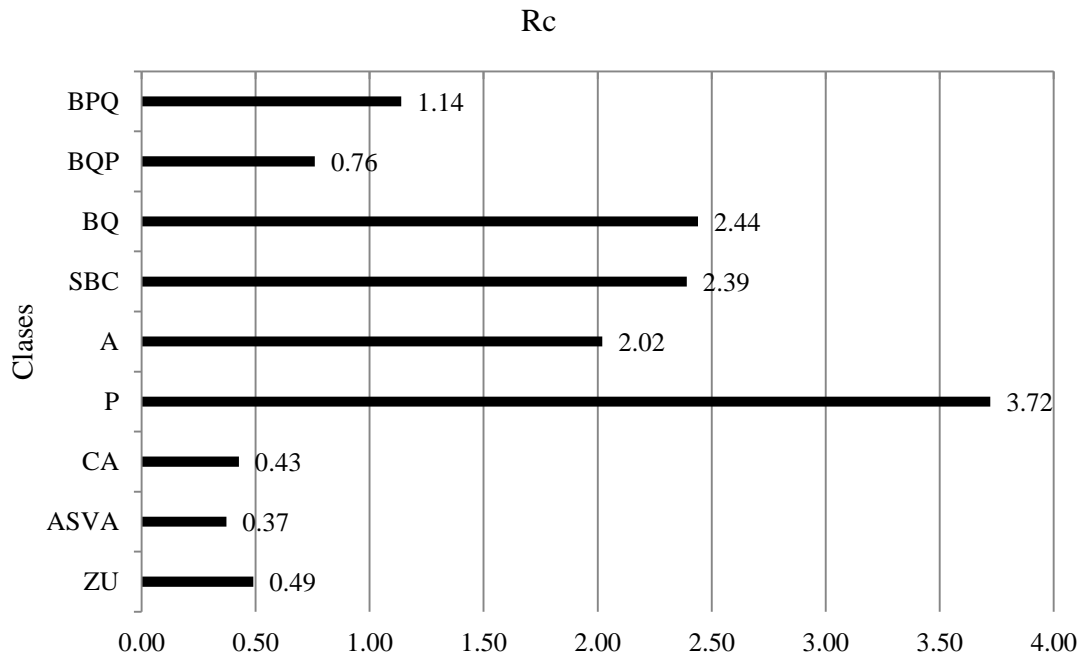


Figura 22: Valores del índice de dispersión (Rc) por tipos de uso del suelo y vegetación en el área de estudio.

Las figuras 23, 24 y 25 muestran según el índice de dispersión una distribución aleatoria, agregada y uniforme de las coberturas bosque de pino encino, bosque de encino pino y selva baja caducifolia respectivamente.

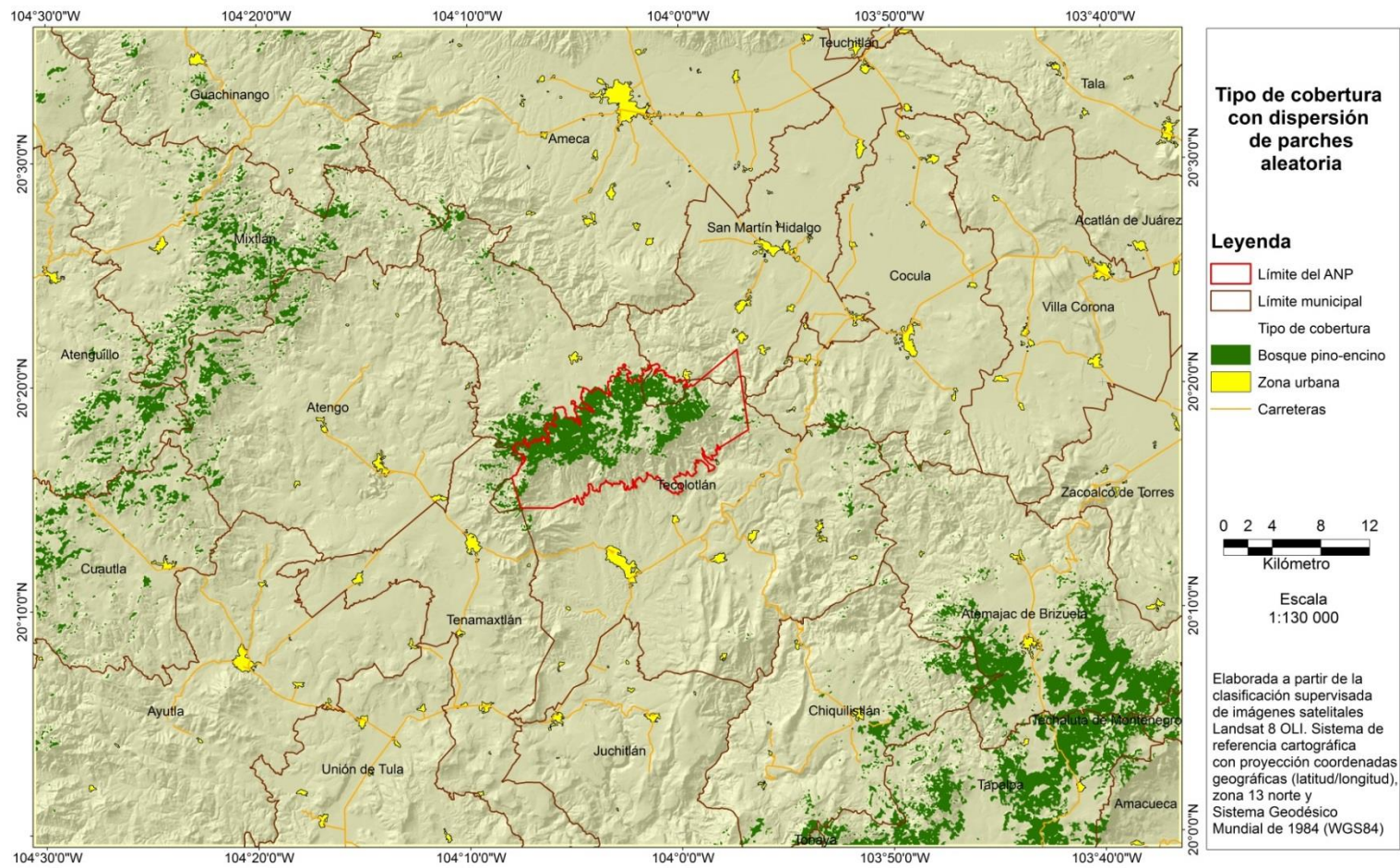


Figura 23: Dispersión aleatoria de la cobertura bosque de pino encino dentro del área de estudio.

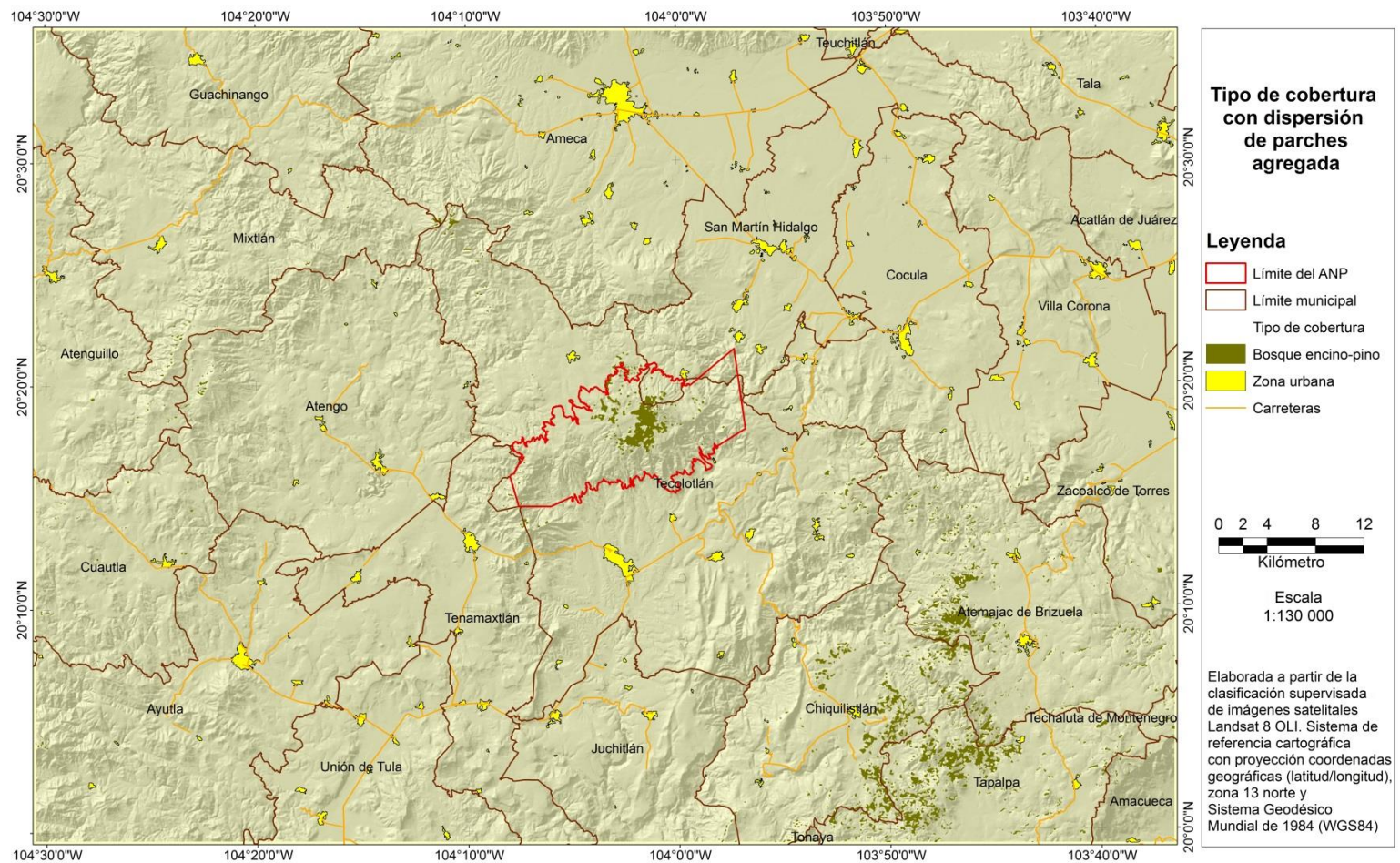


Figura 24: Dispersión agregada de la cobertura bosque de encino pino dentro del área de estudio.

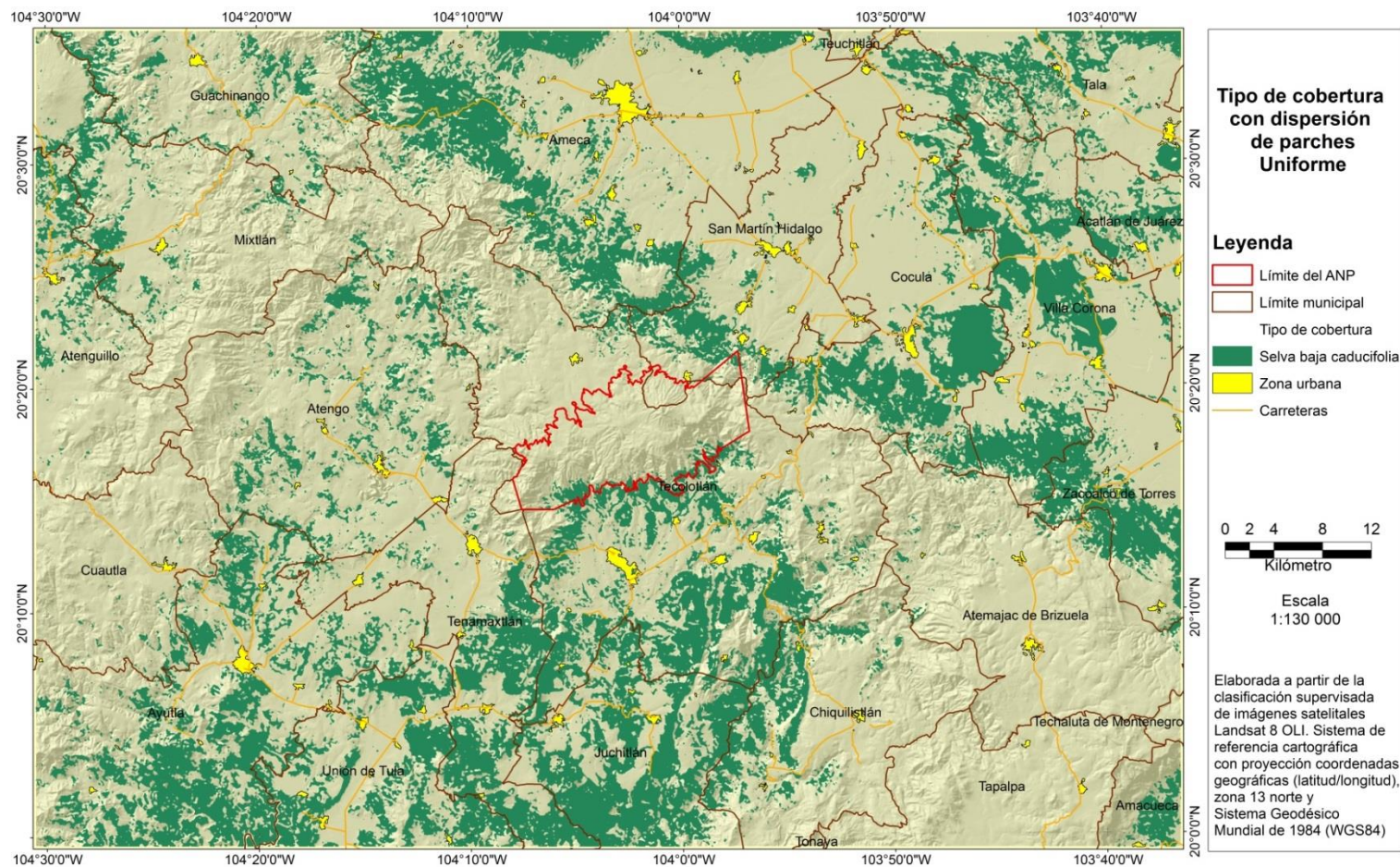


Figura 25: Dispersión uniforme de la cobertura selva baja caducifolia dentro del área de estudio.

7.3 Métrica de conectividad

El análisis de la conectividad forestal del área de estudio se basa utilizando la carta de uso de suelo y vegetación, considerando sólo de ésta, las coberturas de selva baja caducifolia, bosque de encino, bosque de encino pino y bosque de pino encino, esta agrupación fue nombrada como “Cobertura forestal”.

Una vez aplicado el índice integral de conectividad (IIC) a la capa de la cobertura forestal en función a cada especie de fauna y con el fin de priorizar la importancia de cada parche de la cobertura forestal, se definieron cinco categorías de importancia (muy alta, alta, media, baja y muy baja) aplicadas a la capa de cobertura forestal resultante utilizando en un SIG la categorización de cortes naturales de Jenks (Natural Breaks) (Caso, 2010). Este método de clasificación se basa en las agrupaciones naturales inherentes a los datos, es decir, los cortes de las clases se caracterizan porque agrupan mejor los valores similares y maximizan las diferencias entre las clases. Las entidades se dividen en clases cuyos límites quedan establecidos dónde hay diferencias considerables entre los valores de los datos. Finalmente con el gráfico resultante se identifican los parches forestales críticos o prioritarios para el mantenimiento de la conectividad para la especie de fauna en estudio.

Para identificar la importancia relativa de los parches forestales críticos o prioritarios en la función a la distancia de desplazamiento de la especie de fauna silvestre, para este estudio, se determinaron distancias medianas de desplazamiento de 2,100 y 1,100 metros, atribuidas a la capacidad dispersiva y de ámbito hogareño del ocelote y el venado cola blanca, respectivamente. Los desplazamientos señalados se basan en función a los puntos centrales de radio de hábitat, y distancias de dispersión mínima y máxima registrada en los estudios para los machos de la especie ocelote descritos por Ceballos y Oliva (2005), Jiménez (2007), Martínez (2013) y Pérez y Santos (2015), así como también para los machos de la especie venado cola blanca descritos por Noguera *et al.* (2002), Bello *et al.* (2004), Ceballos y Oliva (2005), Fulbright y Ortega (2007), Ontiveros (2012), Chaves (2012), Hernández (2014), SEMARNAT (2014) y Weber (2014).

7.3.1 Índice Integral de Conectividad (IIC) para ocelote

Las figuras 26, 27, y 28 ilustran el hábitat forestal como resultado del análisis de conectividad para el ocelote; los colores utilizados en los mapas refieren el significado de la importancia de los parches en la conectividad, en este sentido, la calidad muy alta se asocia con el color verde olivo, la calidad alta en verde limón, la calidad media en amarillo, la calidad baja en color naranja y la calidad muy baja en color rojo, esta última categoría se atribuye a los parches críticos y a su vez, prioritarios para el mantenimiento de la conectividad forestal; para el análisis del IIC se consideró una distancia de dispersión de 2,100, la cual podría cubrir una superficie de ámbito hogareño de aproximadamente de entre 350 y 9,000 ha.

En síntesis, el análisis de la conectividad forestal se describe con base a la distancia y tamaño de los parches, además de la distancia mediana de desplazamiento o movilidad (2.1 kilómetros) de la especie. Como se observa en la figura 26, la mayor extensión de cobertura forestal con muy alta conectividad (305,953 ha) se identifica en el sistema montañoso entorno al área protegida “Sierra de Quila”, el complejo presentó el 99.6 % del valor acumulado de *dIIC* y la distribución espacial del hábitat se orienta en dirección noroeste, hacia el cerro La Tetilla en el municipio de Tecolotlán que está conectada con el complejo cerril de la Sierra Verde en el municipio de Mixtlán; por otra parte, el complejo tiene conexión hacia el sureste en dirección a la Sierra de Tapalpa en los municipios de Atemajac de Brizuela, Chiquilistlán y Tapalpa principalmente.

Del hábitat forestal que conforma el conjunto del paisaje destacan dos regiones que disminuyen la calidad de la conectividad; en la región noreste (Figura 27) orientada hacia otra área protegida (La Primavera), la conectividad de los parches disminuye; es decir, los parches de alta conectividad (parches en color verde limón) incluyen el cerro La Coronilla en el municipio de Cocula y los cerros Santa Clara, El Salveal y El Timbinal del municipio de Villa Corona. De manera inmediata el complejo cerril Huicicil, Las Tinajas, El Barrigón, El Gavilán y Montenegro, este último en el municipio de Tala, la conectividad se reduce a un nivel medio (parches en amarillo); finalmente se sitúan parches remanentes de conectividad baja en color naranja (cerro El Chivo y El

Guajolote) y muy baja con los parches en rojo (cerro Mazatepec) ubicados en los municipios de Acatlán de Juárez y Tala. En esta misma porción está representado con una conectividad baja el cerro El Ocotillo y el cerro Grande de Ameca (Municipio de Ameca), esto debido a la actividad intensiva agrícola que presenta esta porción el cual son parches que se pueden considerar prioritarios para la conservación. Otra región es la ubicada al suroeste del área protegida “Sierra de Quila” y que es la zona adyacente que conecta con la Sierra de Cacoma (Sierra Madre del Sur), presenta en su mayoría parches remanentes de selva baja caducifolia, matorral y vegetación secundaria con un nivel de calidad de conectividad baja (cerro Pelón) y muy baja (cerro Prieto, El Bule, Los Cerritos, La Peña, cerro de La Cruz, El Sombrerillo y cerro del Tecolote), ya que estos se encuentran dispersos en medio de un valle de uso de suelo intensivo ubicado en los municipios de Atengo, Tenamaxtlán, Unión de Tula y Ayutla (Figura 28).

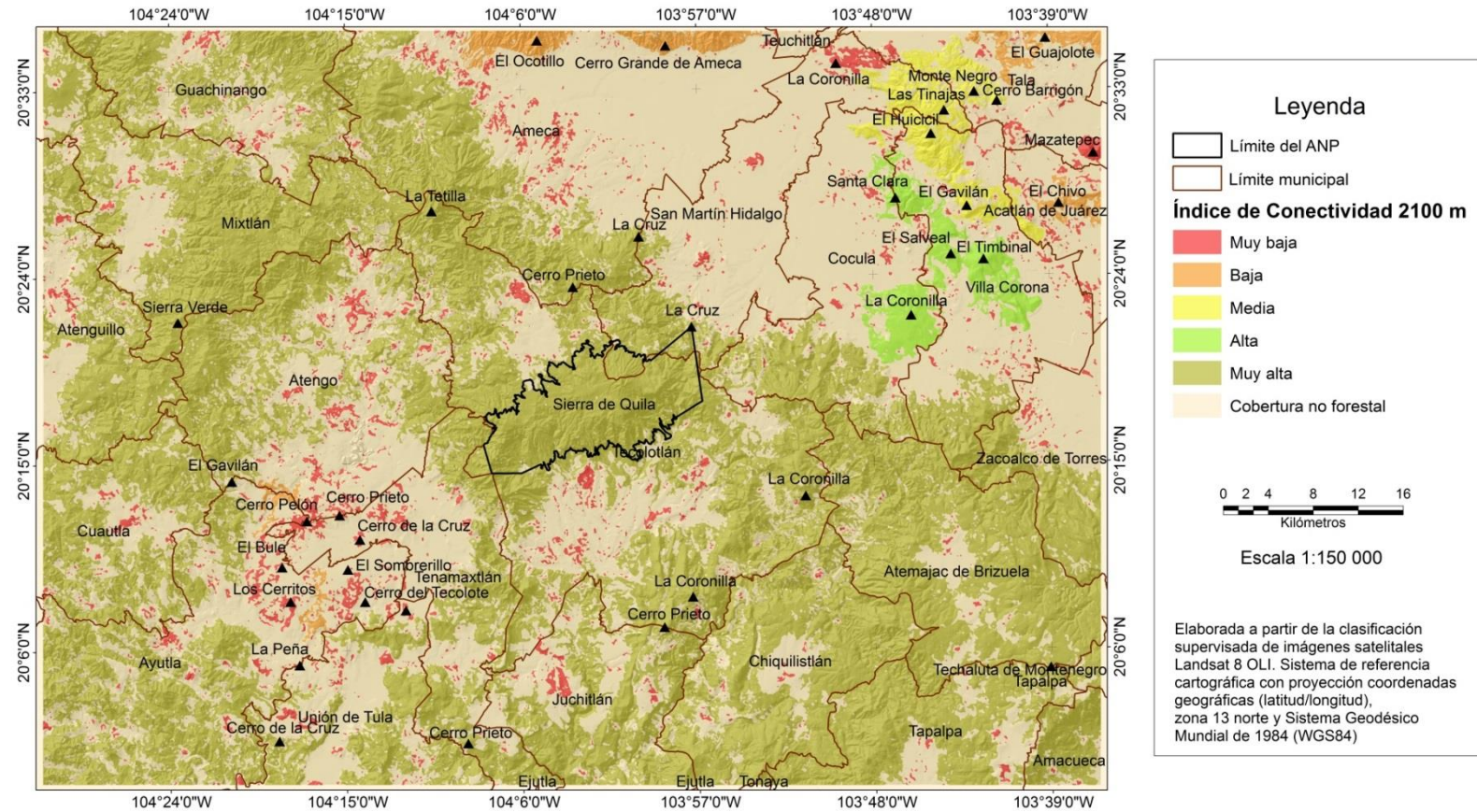


Figura 26: El análisis de importancia relativa (*dIIC*) para el mantenimiento de la conectividad de parches forestales; este gráfico asumió una distancia de dispersión de 2,100 metros para el ocelote.

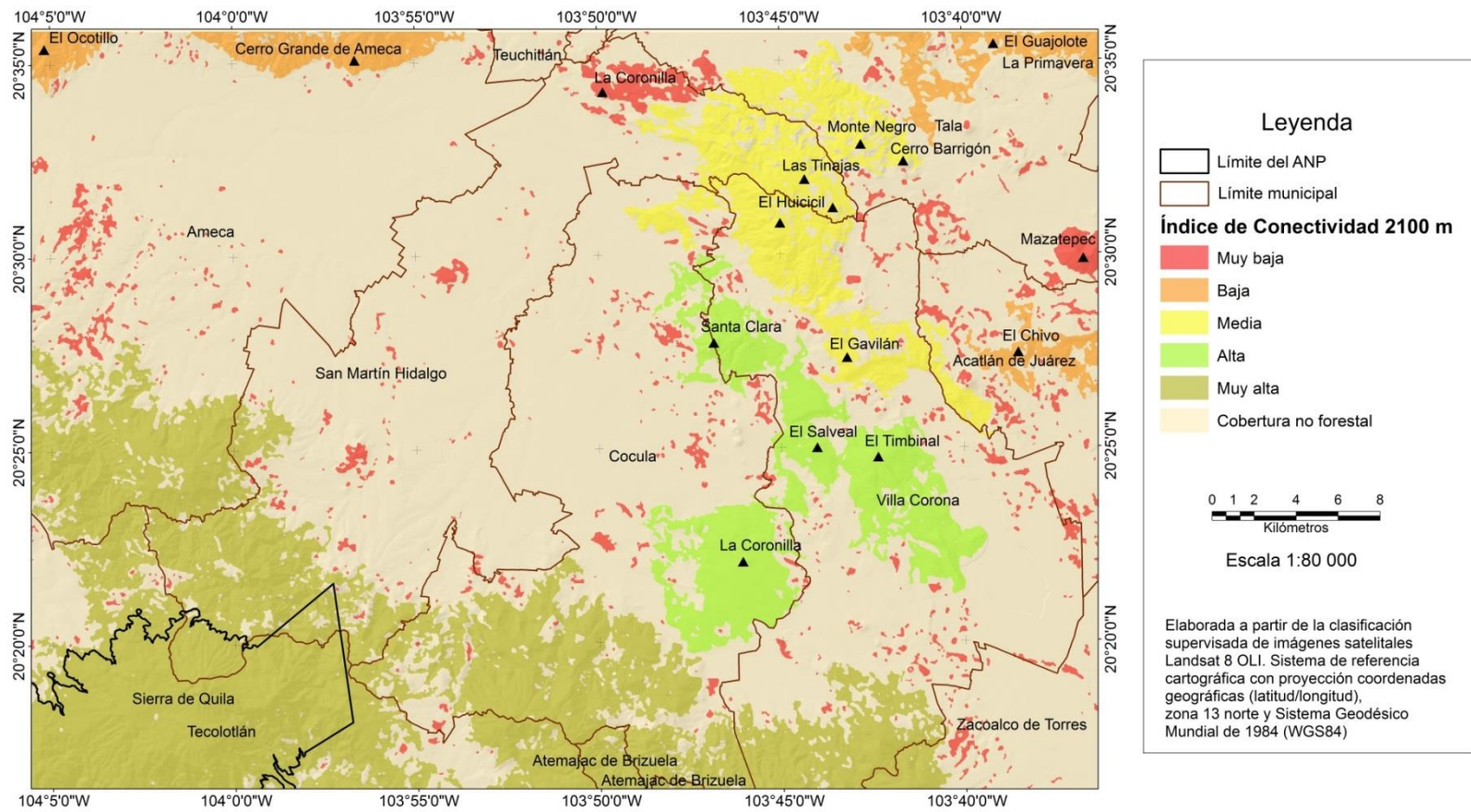


Figura 27: El análisis de importancia relativa (*dIIC*) para el mantenimiento de la conectividad de parches forestales de este gráfico asume una distancia de dispersión de 2,100 metros para el ocelote. Región noreste.

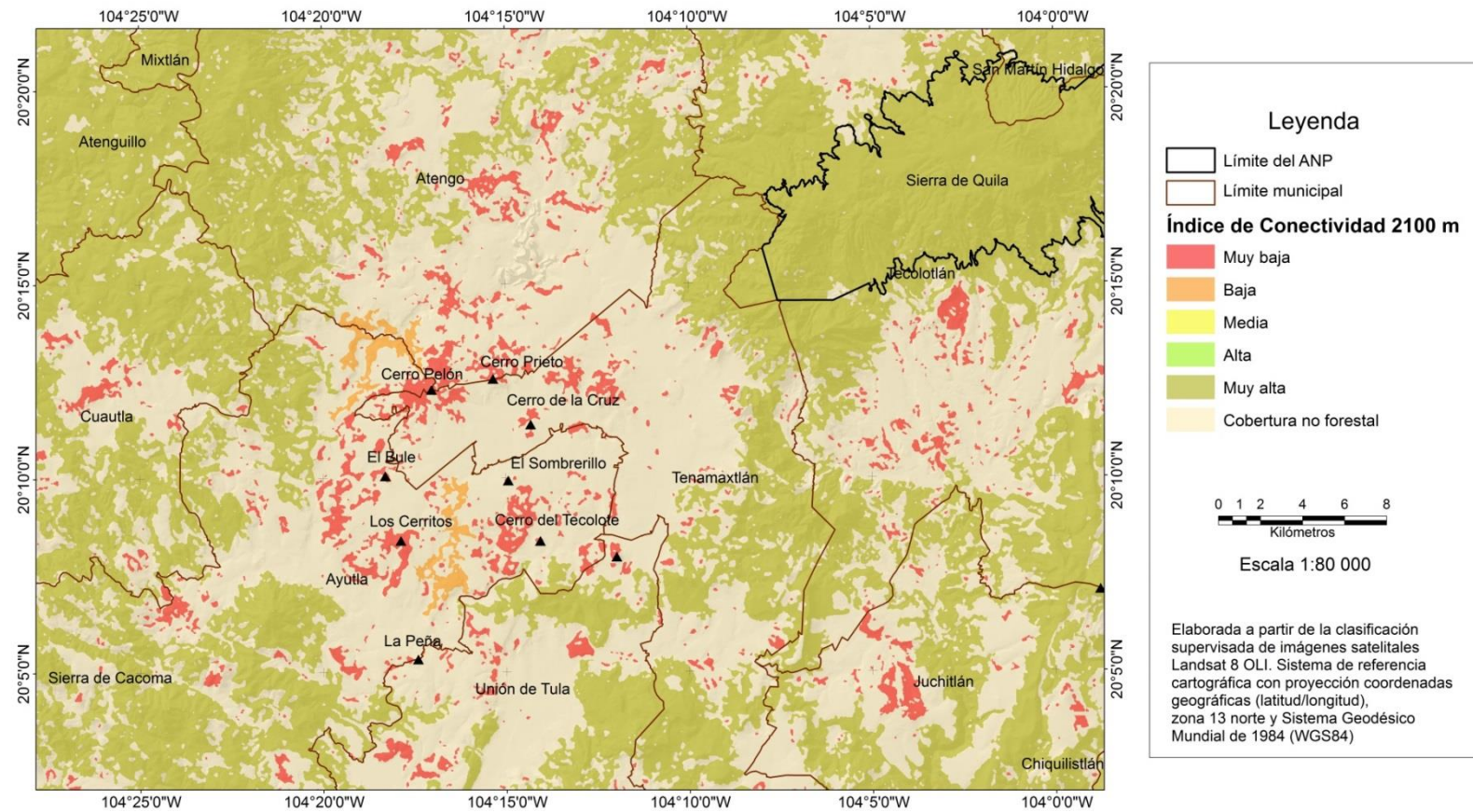


Figura 28: El análisis de importancia relativa (*dIIC*) para el mantenimiento de la conectividad de parches forestales de este gráfico asume una distancia de dispersión de 2,100 metros para el ocelote. Región suroeste.

La conectividad y disponibilidad de hábitat en el paisaje mediante los diferentes parches pueden jugar diferentes papeles dentro del mosaico del paisaje y las redes de conexiones que en él se establecen; la adecuada cuantificación en que los diferentes elementos del paisaje pueden contribuir a la conectividad global se describen mediante cada una de las fracciones en las que se divide el *dIIC*, que mediante la disponibilidad de hábitat (*dIICintra*), las características intrínsecas de cada uno de los parches, la permeabilidad o movimiento del animal (*dIICflux*) y de su posición topológica en el paisaje a través de las conexiones con otros parches de hábitat (*dIICconnector*) determinan que elemento del paisaje contribuye a la conectividad para dicha especie.

Se describe la importancia de cada uno de los elementos del paisaje que contribuyen a la conectividad para el ocelote en el área de estudio, donde la disponibilidad de hábitat dentro del conjunto del paisaje se observa en la figura 29; los valores de la fracción *dIICintra* proporcionan el 88.93 % de conectividad sobre todo en el parche más grande en color verde oliva (muy alta disponibilidad de superficie, con 305,953 ha), lo cual representa para el ocelote una tesela de mucha importancia ya que juega un papel fundamental para el mantenimiento de la disponibilidad total de hábitat, así como también la fracción *dIICflux* (Figura 30), que representa el 10.41 % que por su característica intrínseca (305,953 ha) el flujo de dispersión en el parche presenta una conectividad muy alta; la suma de estas dos fracciones representan el 99.34 % de la conectividad, mientras que la fracción *dIICconnector*, que evalúa la contribución de la tesela o parche como elemento conector o tesela puente (*stepping stone*) entre el resto de teselas o parches de hábitat del paisaje, es decir, traduce en qué medida un parche facilita los flujos dispersivos, aunque no tengan su origen ni destino en ese parche, pero que sí son potenciados y pasan a través de él. Esta fracción es independiente del área o cualquier otro atributo local de la tesela o parche y tan solo depende de su posición topológica en el mosaico territorial, como se observa en la figura 31 donde el parche con muy alta conectividad (8,736 ha), representado por el color verde oliva representa el 1.61 % del valor *dIICconnector*. Sin embargo los parches que presentan una conectividad alta (color verde limón) para esta fracción también son considerados importantes para mantener esta función conectora con otros elementos del paisaje. Esto

recalca la importancia de la contribución de esta última fracción a la conectividad (*dIIC*) en el conjunto del paisaje así como el papel clave de los elementos conectores (caracterizados por *dIICconnector*) para la conservación del ocelote.

En los casos de las figuras 29 y 30, se observa que los parches que presentan una conectividad alta, media y baja con respecto a las fracciones de *dIICintra* y *dIICflux* se comportan de manera similar, sin embargo al suroeste del ANP Sierra de Quila (parte de los municipios de Tenamaxtlán, Atengo y Ayutla), para la fracción *dIICintra* (Figura 29), los parches que ahí se presentan mantienen una conectividad muy baja, mientras que para la fracción *dIICflux* (Figura 30) algunos de estos parches cambian a una conectividad baja. En el caso para la fracción *dIICConnector* (Figura 31), los parches que presentan una conectividad muy baja (color rojo) son los que se presentan al suroeste y al noreste del ANP Sierra de Quila, excepto un solo parche con una conectividad media que corresponde al cerro El Ocotillo, en el municipio de Ameca.

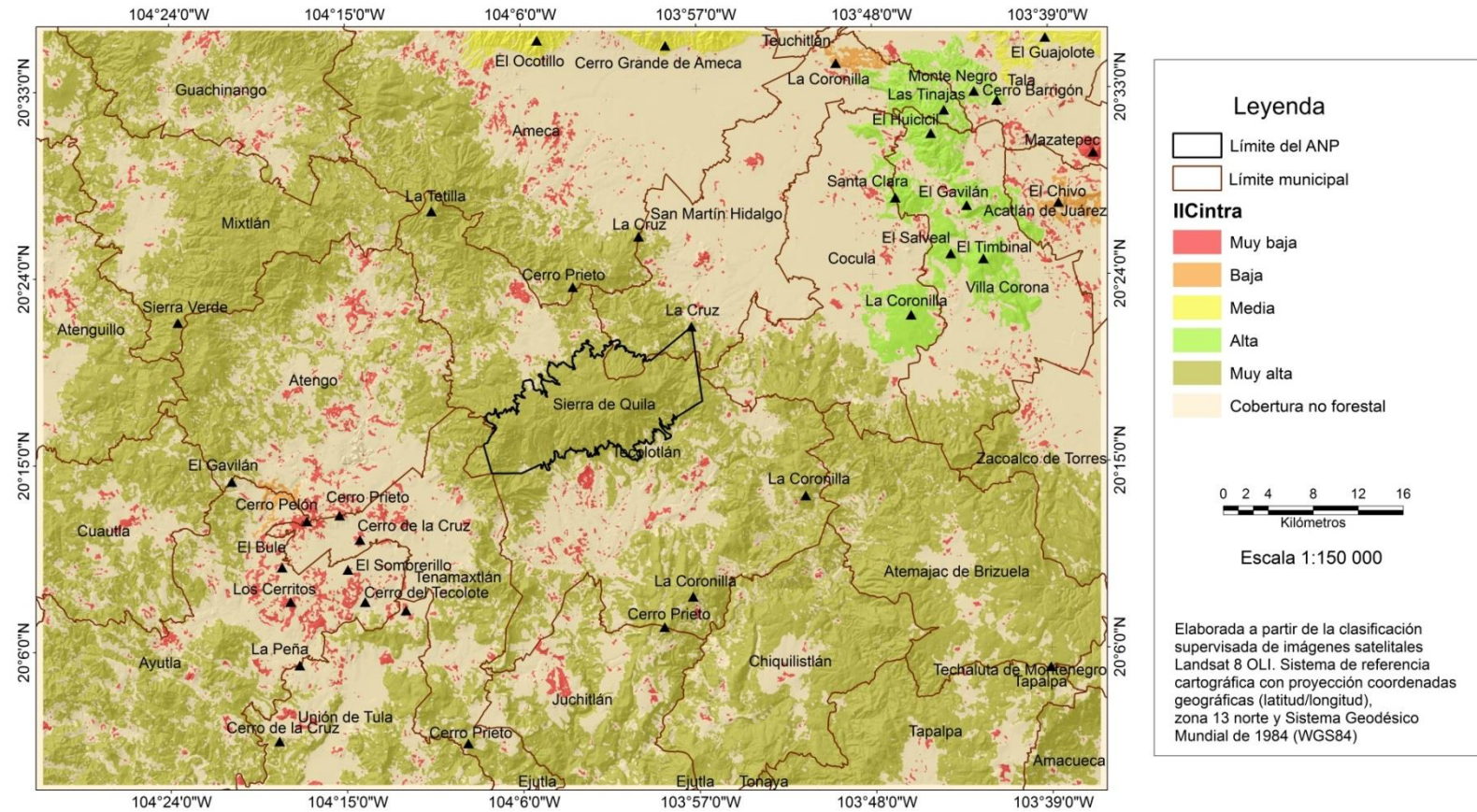


Figura 29: Importancia de cada uno de los parches de hábitat para el ocelote de acuerdo con la fracción *dIICintra*.

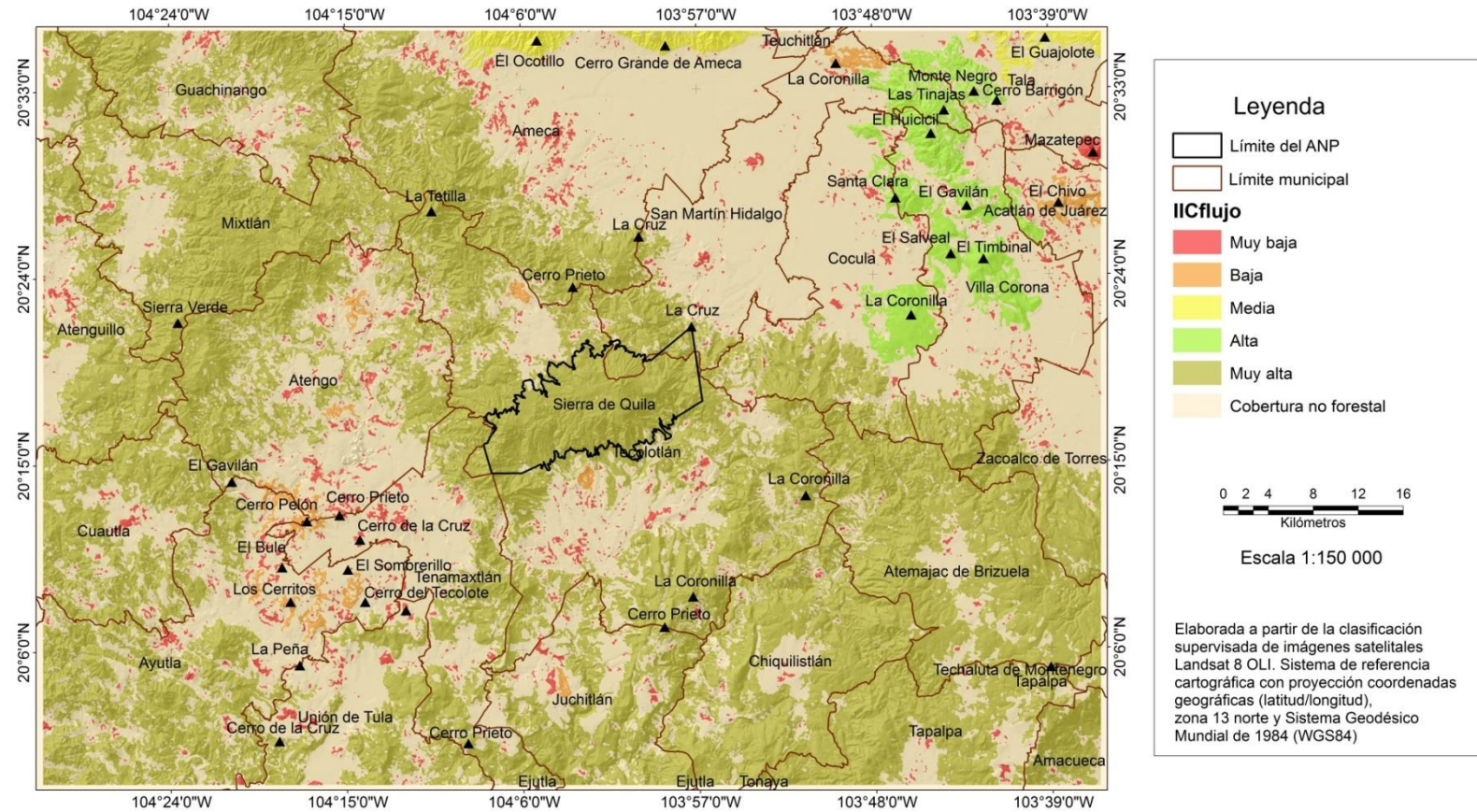


Figura 30: Importancia de cada uno de los parches de hábitat para el ocelote de acuerdo con la fracción *dIICflux*.

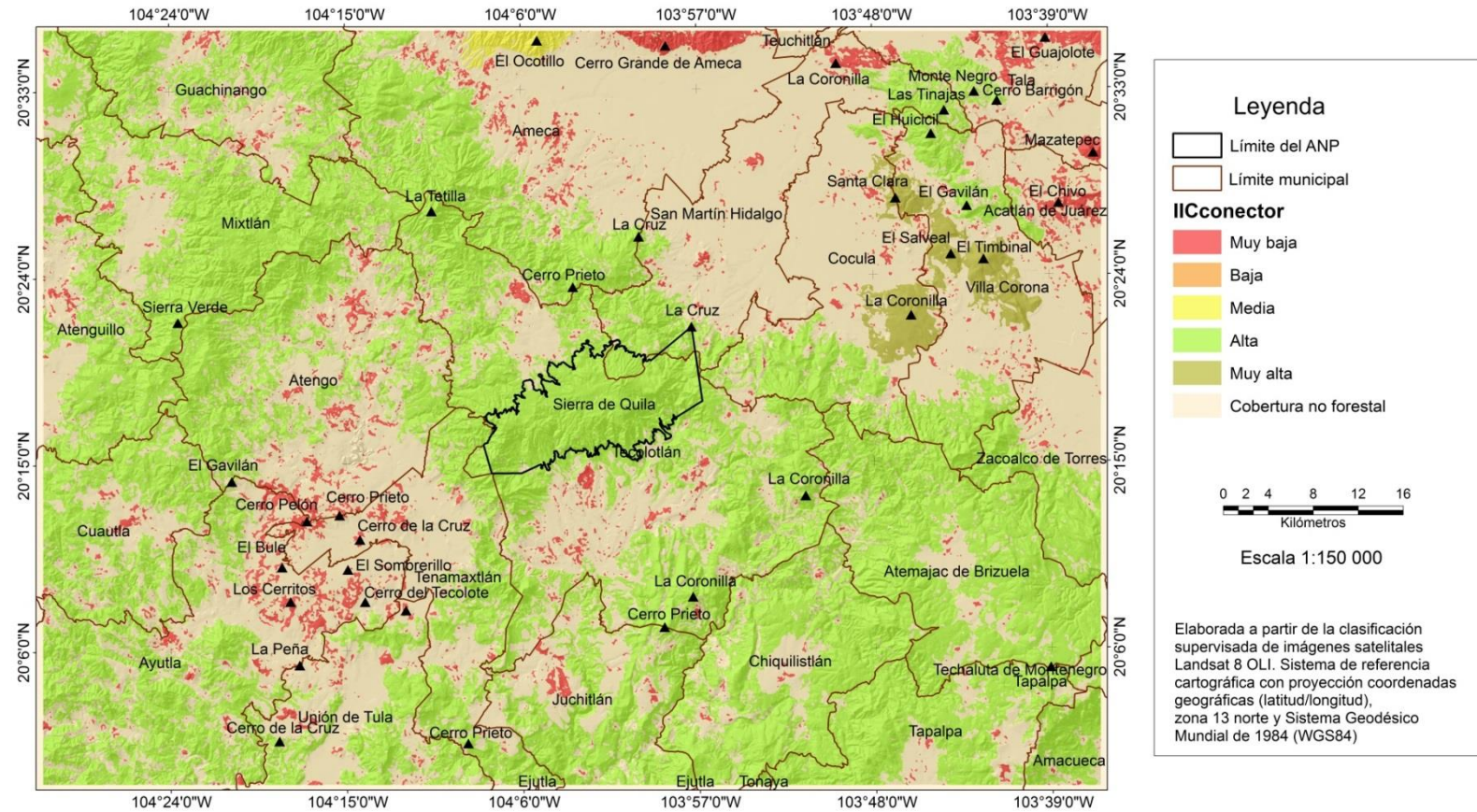


Figura 31: Importancia de cada uno de los parches de hábitat para el ocelote de acuerdo con la fracción *dIICconnector*.

En la tabla 20 se muestra el número de parches y superficies que abarcan cada uno de los valores de conectividad global desde muy baja, baja, media, alta y muy alta conectividad y las descritas por las tres fracciones para el ocelote en el área de estudio.

Tabla 20. Numero de parches y superficies de los valores de conectivade global, *intra*, *flux* y *connector* para el ocelote.

Conectividad	No. Parches	dIIC Sup. (ha)	dIIC Sup. (%)	No. Parches	dIICintra Sup. (ha)	dIICintra Sup. (%)
Muy Baja	2,319	19,526.7	5.6	2,321	19,294.0	5.5
Baja	8	7,063.1	2.0	3	2,233.8	0.6
Media	1	8,563.0	2.4	3	5,062.0	1.4
Alta	1	8,736.8	2.5	2	17,299.7	4.9
Muy Alta	1	305,953.0	87.5	1	305,953.0	87.5
Total	2,330	349,842.4	100.0	2,330	349,842.4	100.0
Conectividad	No. Parches	dIICflux Sup. (ha)	dIICflux Sup. (%)	No. Parches	dIIC connector Sup. (ha)	dIIC connector Sup. (%)
Muy Baja	2,317	17,728.0	5.1	2,303	18,958.0	5.4
Baja	9	7,073.4	2.0	17	4,847.8	1.4
Media	1	1,788.4	0.5	4	989.4	0.3
Alta	2	17,299.7	4.9	5	316,310.4	90.4
Muy Alta	1	305,953.0	87.5	1	8,736.8	2.5
Total	2,330	349,842.4	100.0	2,330	349,842.4	100.0

7.3.2 Índice Integral de Conectividad (IIC) para venado cola blanca

El análisis de conectividad para *Odocoileus virginianus* se describe con base al tamaño de los parches forestales, la distancia entre estos y la distancia mediana de desplazamiento de la especie (1.1 kilómetros). Como se observa en la figura 32, la mayor extensión de cobertura forestal con muy alta conectividad (305,953 ha) se identifica en el sistema montañoso entorno al área protegida “Sierra de Quila”, el complejo presentó el 99.6 % del valor acumulado de *dIIC* y la distribución espacial del hábitat se orienta en dirección noroeste, hacia el cerro La Tetilla, en el municipio de Tecolotlán, que está conectado con el complejo cerril de la Sierra Verde, en el municipio de Mixtlán; por otra parte, el complejo tiene conexión hacia el sureste con a la Sierra de

Tapalpa en los municipios de Atemajac de Brizuela, Chiquilistlán y Tapalpa principalmente. Aunque se utilizó una distancia menor para el análisis de conectividad referido al venado, este resultado fue igual que el del ocelote en el que se utilizó una distancia mayor, destacando también las dos regiones que disminuyen la calidad de la conectividad: En la región noreste orientada hacia otra área protegida (La Primavera), la conectividad de los parches disminuye de mayor a menor, es decir, de los parches de alta conectividad (parches en verde limón) que incluyen los municipios de Cocula y de Villa Corona, a los contiguos que se encuentran en el municipio de Tala con un nivel medio (parches en amarillo) y finalmente a los parches remanentes de conectividad baja (en color naranja) y muy baja (en rojo), ubicados en los municipios de Acatlán de Juárez, Tala y San Martín Hidalgo. La otra zona adyacente de baja conectividad se ubica al suroeste del área protegida “Sierra de Quila”, es la que conecta con la Sierra de Cacoma (Sierra Madre del Sur), esta zona presenta en su mayoría parches remanentes de selva baja caducifolia, con un nivel de calidad de conectividad baja (parches naranjas) y muy baja (parches rojos), ya que estos se encuentran dispersos en medio de un valle de uso intensivo agropecuario ubicado en los municipios de Atengo, Tenamaxtlán y Ayutla. De la misma manera, otra región que se considera prioritaria para el mantenimiento de la conectividad es la situada en el municipio de Ameca en la dirección norte con respecto al área protegida Sierra de Quila; la zona presenta dos complejos cerriles con una conectividad baja, debido a la actividad intensiva agrícola que presenta esta región y además considerando que no precisamente representan una cobertura forestal aislada, sino que debido a la delimitación del área de estudio, estos complejos cerriles quedaron artificialmente disminuidos de su dimensión real.

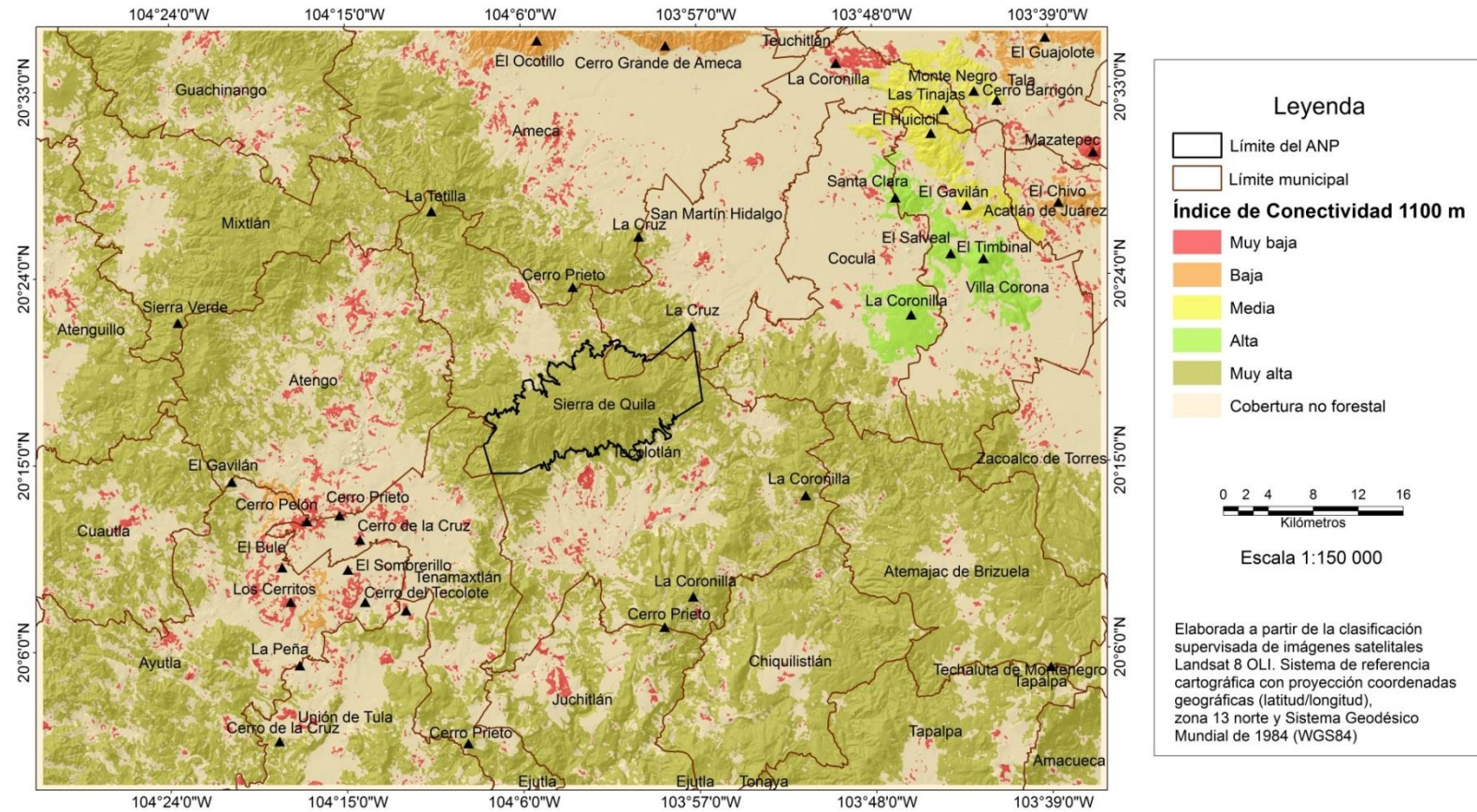


Figura 32: El análisis de importancia relativa (*dIIC*) para el mantenimiento de la conectividad de parches forestales de este grafico asume una distancia de dispersión de 1,100 metros para el venado cola blanca.

En las figuras anteriores (26, 27, 28, y 32) donde se observan algunos remanentes de los parches forestales caracterizados como de alta prioridad (calidad Muy baja de conectividad) se buscará enlazar o mantener estos parches con coberturas forestales más extensas y que tendrían que considerar un manejo especial del conservación e incremento a fin de mitigar su degradación y fomentar su importancia y funcionalidad como eslabones conectores, esto mismo sucede en parches remanentes (en naranja y amarillo) localizados dentro del área de estudio volviéndose críticos para el sostenimiento y dispersión de la fauna además de los requerimientos de ámbito hogareño más amplios. La calidad de la conectividad de la cobertura forestal con base en una distancia de movilidad de entre 2,100 y 1,100 metros no muestra una tendencia de cambio significativa, sin embargo la continuidad forestal que presentan las áreas de muy alta y alta conectividad serán fundamentales para la funcionalidad ecológica de esta área de estudio.

Para comparar las tendencias de cambio entre las tres fracciones del *dIIC* para el venado, se ilustran los valores de importancia de los parches en las figuras 33, 34 y 35 como resultado del análisis de conectividad. Prácticamente se observa la misma distribución espacial de las coberturas con muy alta conectividad que la del ocelote. El parche donde se encuentra el ANP Sierra de Quila tuvo un *dIICintra* del 89.32 % como se observa en la figura 33 (con muy alta conectividad) lo que significa que también representa para el venado una tesela de mucha importancia para el mantenimiento de la conectividad; de igual manera y junto con la fracción *dIICflux* (que representa el 10.05 %) (Figura 34) corresponden a que estos parches con muy alta conectividad son de mucha importancia, representando ambas fracciones una superficie de 305,953 ha. Por último la fracción *dIICConnector* (con el 2.70 %) como se observa en la figura 35, donde el parche con muy alta conectividad representado por el color verde oliva (8,736 ha) es un parche o tesela independiente del área o cualquier otro atributo local de la tesela o parche y solo depende de su posición topológica en el mosaico como elemento conector, al igual que los parches de conectividad alta que presentan un valor del *dIICconnector* del 0.29 % del parche más grande en color verde limón y sucesivamente el otro parche que representa el 0.58 % del valor con una superficie de 8,562 ha y que

abarca los municipios de Tala, Villa Corona, San Martín Hidalgo y Cocula y por último el parche ubicado al norte de la cabecera municipal de Ameca con un valor de 0.19 % de conectividad.

Los parches que presentan una conectividad muy alta y alta con respecto a las fracciones de *dIICintra* y *dIICflux* se comportan de manera similar (Figuras 33 y 34), sin embargo se observa que al suroeste del ANP Sierra de Quila, parte de los municipios de Tenamaxtlán, Atengo y Ayutla, para la fracción *dIICintra* (Figura 33) algunos de los parches que en la mayoría ahí se presentan con una conectividad muy baja, cambian a una conectividad baja para la fracción *dIICflux* y *dIICConnector* (Figura 34 y Figura 35), además del cambio de otros parches al norte de la cabecera municipal de Ameca y Tala, que corresponden al Cerro Grande de Ameca y al cerro El Guajolote, que abarca una parte del ANP Bosque La Primavera, de conectividad media (color amarillo), para la fracción *dIICintra*, a conectividad baja (color naranja), para la fracción *dIICflux* y *dIICConnector* (Figura 34 y Figura 35). En el caso para la fracción *dIICConnector* (Figura 35) los parches que presentan una conectividad media (color amarillo) como el Cerro El Chivo, en el municipio de Acatlán de Juárez, y muy baja (color rojo) como el Cerro La Coronilla, en el municipio de San Martín Hidalgo, en las fracciones *dIICintra* y *dIICflux* cambian una conectividad baja.

Las funciones de estas tres fracciones en las que se divide el *dIIC*, que influyen considerablemente en los parches de hábitat, pueden tener diferentes roles dentro del paisaje, no sólo sirven como sitios de refugio, de forrajeo de crianza, si no también producen (o reciben) los flujos de dispersión a (o desde) otros parches de hábitat, y funcionan como puntos de paso, esto quiere decir que la especie solo usa este parche para moverse a otro parche el cual lo consideraría como un destino final. Dentro de un mismo paisaje y de las especies en estudio, los diferentes parches pueden jugar diferentes funciones dependiendo de su posición topológica y las características intrínsecas del hábitat, tal como se cuantifica por las tres fracciones.

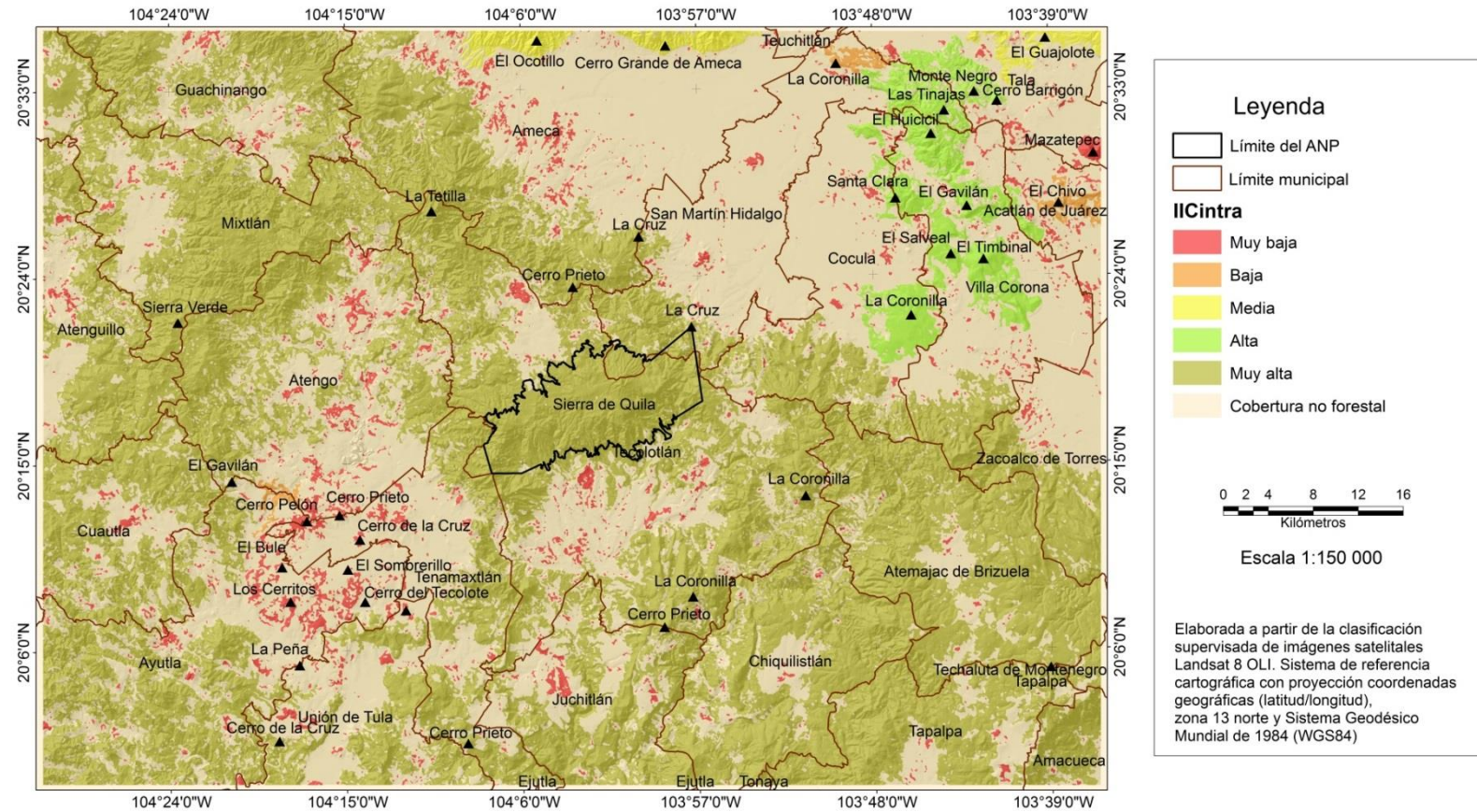


Figura 33: Importancia de cada uno de los parches de hábitat para el venado de acuerdo con la fracción *dIICintra* con una distancia de dispersión de 1,100 metros.

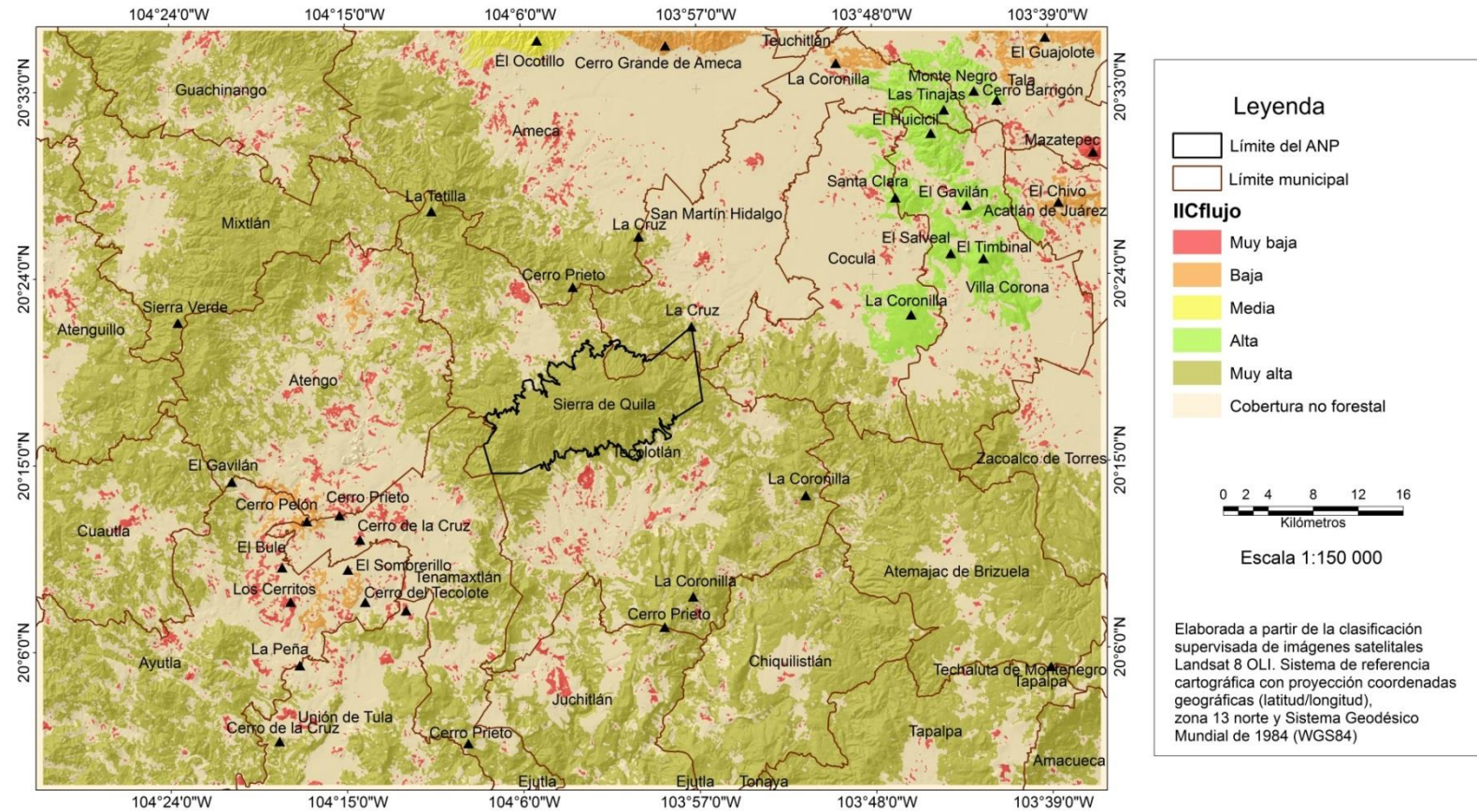


Figura 34: Importancia de cada uno de los parches de hábitat para el venado de acuerdo con la fracción *dIICflux* con una distancia de dispersión de 1,100 metros.

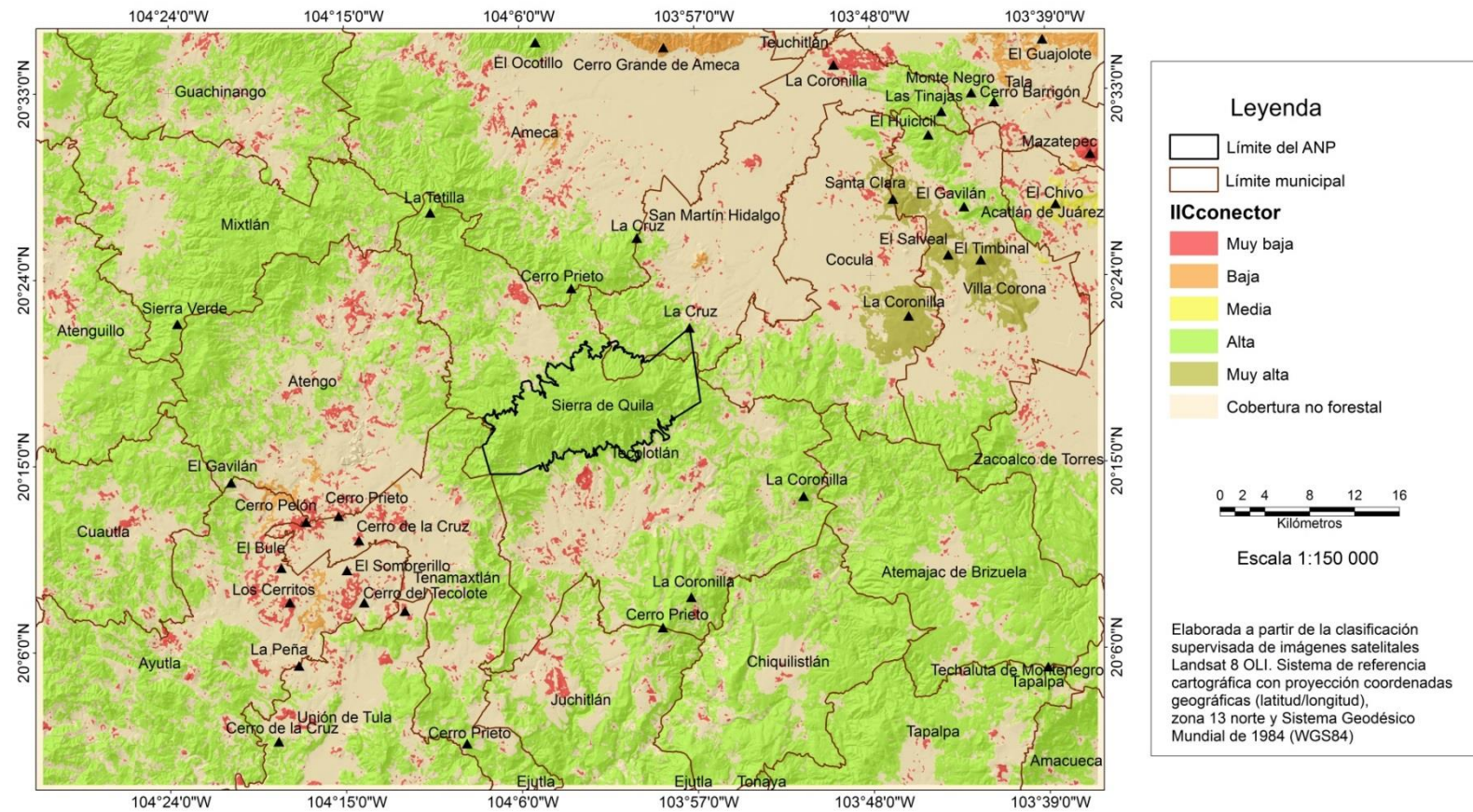


Figura 35: Importancia de cada uno de los parches de hábitat para el venado de acuerdo con la fracción *dIICconnector* con una distancia de dispersión de 1,100 metros.

En la tabla 21 se muestra el número de parches y superficies que abarcan cada uno de los valores de conectividad global desde muy baja, baja, media, alta y muy alta conectividad y las descritas por las tres fracciones para el venado cola blanca en el área de estudio.

Tabla 21. Numero de parches y superficies de los valores de conectividad global, *intra*, *flux* y *connector* para el venado cola blanca.

Conectividad	No. Parches	<i>dIIC</i> Sup. (ha)	<i>dIIC</i> Sup. (%)	No. Parches	<i>dIICintra</i> Sup. (ha)	<i>dIICintra</i> Sup. (%)
Muy Baja	2,321	19,532.8	5.6	2,321	19,294.0	5.5
Baja	6	7,057.0	2.0	3	2,233.8	0.6
Media	1	8,563.0	2.4	3	5,062.0	1.4
Alta	1	8,736.8	2.5	2	17,299.7	4.9
Muy Alta	1	305,953.0	87.5	1	305,953.0	87.5
Total	2,330	349,842.4	100.0	2,330	349,842.4	100.0
Conectividad	No. Parches	<i>dIICflux</i> Sup. (ha)	<i>dIICflux</i> Sup. (%)	No. Parches	<i>dIIC connector</i> Sup. (ha)	<i>dIIC connector</i> Sup. (%)
Muy Baja	2,311	16,521.4	4.7	2,325	24,799.8	7.1
Baja	13	5,006.4	1.4	1	1.5	0.0
Media	3	5,062.0	1.4	1	1,788.4	0.5
Alta	2	17,299.7	4.9	2	314,515.9	89.9
Muy Alta	1	305,953.0	87.5	1	8,736.8	2.5
Total	2,330	349,842.4	100.0	2,330	349,842.4	100.0

7.4 Corredores de hábitat

Los corredores de hábitat se determinaron mediante el modelo predictivo de idoneidad del hábitat basado en la interacción de las variables espaciales de fricción, carta de uso de suelo y vegetación, modelo digital de elevación, relieve topográfico, distancia a carreteras pavimentadas y distancia a zonas urbanas; asimismo los atributos y rangos de cada capa fueron valorados en función a cada especie mediante el criterio experto y revisión bibliográfica (estudios específicos por especie y catálogos de registro).

7.4.1 Obtención de registros de las especies

Con el objetivo de conocer la condición natural, física del terreno y del comportamiento de las especies sobre las variables de fricción (hábitat, altitud, topografía, distancia de carreteras y distancia a zonas urbanas) se sobrepusieron a nivel nacional los registros georeferenciados de las especies sobre estas variables. El análisis de los registros a esta escala, se realizó con el fin de identificar la condición del terreno donde fue observada o captada la especie, a pesar de la amplia representatividad de escenarios plausibles que condiciona el terreno nacional, por su diversidad de ecosistemas, gradientes altitudinales, orografía, entre otros. Las tablas 22 a la 26 muestran la interacción de 282 registros obtenidos para el ocelote y 959 para venado con cada una de las variables.

La tabla 22 muestra por especie, el número de registros encontrados por tipo de usos de suelo y vegetación con base en la cartografía de la Serie V de INEGI; destaca un mayor número de registros para el ocelote la cobertura de selva mediana (26 %), seguido de la selva baja (17 %) y el bosque templado (11 %), además la agricultura (13.5 %) y el pastizal inducido (11.3 %) dentro de las coberturas no forestales. Para el venado cola blanca las clases con mayor número de registros se situaron sobre el bosque templado (19 %), la selva baja (15.2 %) y la selva mediana (12.6 %); destaca sobre la cobertura no forestal el 15.4 % de registros encontrados sobre el uso de suelo agrícola.

Tabla 22. Variable Uso de Suelo y Vegetación. Registros a nivel nacional utilizando la cartografía de uso del suelo y vegetación, escala 1:250,000 de la Serie V (2011) de INEGI.

Tipo de uso de suelo y vegetación	Número de registros de ocelote	%	Número de registros de venado cola blanca	%
Agricultura	38	13.5	148	15.4
Bosque de mezquite	1	0.4	-	-
Bosque templado (o Bosque de coníferas)	31	11.0	182	19.0
Bosque de encino pino	5	1.8	45	4.7
Bosque encino	2	0.7	50	5.2
Chaparral	-	-	4	0.4
Cuerpo de agua	16	5.7	17	1.8
Manglar	3	1.1	20	2.1
Matorral	6	2.1	66	6.9
Palmar	2	0.7	-	-
Pastizal halófilo	-	-	2	0.2
Pastizal inducido	32	11.3	90	9.4
Pastizal natural	1	0.4	33	3.4
S/D	-	-	1	0.1
Selva alta	24	8.5	23	2.4
Selva baja	48	17.0	146	15.2
Selva mediana	73	25.9	121	12.6
Sin vegetación	-	-	4	0.4
Tular	-	-	2	0.2
Vegetación halófila	-	-	3	0.3
Vegetación peten	-	-	2	0.2
Total	282	100.0	959	100.0

Para la variable altitud, el mayor número de registros (122) para el ocelote se encontraron desde nivel del mar hasta los 100 m, seguido del rango altitudinal de 100 a 500 m con 80 (28.4 %), mientras que para el venado cola blanca el mayor número de puntos fueron los registrados en el rango mayor, a los 1,500 m con el 31.6 %, seguido del 27.3 % referenciados en contraste, en el rango de 0 a 100 msnm (Tabla 23).

Tabla 23. Variable Altitud. Registros a nivel nacional utilizando el modelo nacional continuo de elevaciones mexicano 3.0 con resolución de 30 m de INEGI.

Altitud (msnm)	Número de registros de ocelote	%	Número de registros de venado cola blanca	%
0-100	122	43.3	262	27.3
100-500	80	28.4	161	16.8
500-1,000	32	11.3	119	12.4
1,000-1,500	10	3.5	114	11.9
>1,500	38	13.5	303	31.6
Total	282	100.0	959	100.0

Con respecto a la topografía, tanto para el ocelote como el venado cola blanca los mayores números de registros coinciden en la condición de relieve del terreno de forma plana o de pendiente suave con el 59.9 y 52.7 % respectivamente (ver Tabla 24).

Tabla 24. Variable Topografía. Registros a nivel nacional utilizando como base el modelo nacional continuo de elevaciones mexicano 3.0 con resolución de 30 m de INEGI y la función “Create topographic position raster” de la herramienta *Corridor Designer* (Majka *et al.*, 2007).

Topografía	Número de registros de ocelote	%	Número de registros de venado cola blanca	%
Fondo de cañón	25	8.9	98	10.2
Plano o pendiente suave	169	59.9	505	52.7
Pendiente pronunciada	64	22.7	243	25.3
Cresta o parte alta	24	8.5	113	11.8
Total	282	100.0	959	100.0

Con respecto a las distancias de carreteras y distancias a zonas urbanas (Tablas 25 y 26), el mayor número de registros se acentúa para ambas especies en el rango que rebasa los 2,000 metros de distancia con respecto al punto carretero o habitacional más cercano.

Tabla 25. Variable Distancia a carreteras. Registro a nivel nacional utilizando datos vectoriales de la red de carreteras del INEGI.

Distancia a carreteras (m)	Número de registros de ocelote	%	Número de registros de venado cola blanca	%
0-100	4	1.4	32	3.3
100-500	17	6.0	99	10.3
500-2,000	80	28.4	205	21.4
>2,000	181	64.2	623	65.0
Total	282	100.0	959	100.0

Tabla 26. Distancia a zonas urbanas. Registro a nivel nacional utilizando datos vectoriales de los centros de población del INEGI.

Distancia a zonas urbanas (m)	Número de registros de ocelote	%	Número de registros de venado cola blanca	%
0-100	13	4.6	88	9.2
100-500	25	8.9	101	10.5
500-2,000	83	29.4	305	31.8
>2,000	161	57.1	465	48.5
Total	282	100.0	959	100.0

7.4.2 Modelación de hábitat idóneo para ocelote y venado cola blanca

A pesar del análisis de registros a nivel nacional, la elaboración del modelo de idoneidad de hábitat para cada una de las especies se basó en función al valor de fricción (valor intrínseco) promedio dado por el criterio experto en cada uno de los cinco factores ambientales utilizados, además del factor de peso o importancia para cada una de estas variables empleadas por si solas. Las variables espaciales se muestran de manera gráfica en las figuras 36 a la 40; asimismo las tablas 27 a la 31 muestran los valores de fricción y peso de importancia por variable. Los valores de fricción por cada tipo de atributo para cada una de las variables oscilan entre 0 y 100, es decir, no necesariamente la suma de los valores otorgados deberá sumar 100; lo anterior aplica solo para la suma de los pesos de importancia otorgados a cada variable. En este contexto, se asumen los valores de fricción más altos a las coberturas de selva baja caducifolia y bosque de encino para la

especie ocelote, así como la selva baja caducifolia y el bosque de pino encino para el venado cola blanca (ver Tabla 27 y Figura 36); el peso de importancia para la variable uso del suelo y vegetación es asignado con un valor de 70 % para el ocelote y un 65 % para el venado cola blanca.

Tabla 27. Variable Uso de Suelo y Vegetación. Utilizando la cartografía de uso del suelo y vegetación elaborada para este estudio a partir de la clasificación supervisada de dos imágenes Landsat 8 OLI.

Núm.	Uso de suelo y vegetación	Valores de fricción para ocelote	Valores de fricción para venado cola blanca
1	Agricultura	10	17
2	Área sin vegetación aparente	0	2
3	Bosque de pino-encino	40	77
4	Bosque de encino	80	67
5	Cuerpo de agua	5	18
6	Bosque de encino-pino	60	77
7	Pastizal	5	22
8	Selva baja caducifolia	100	87
9	Zona urbana	0	0
	Peso a variable	70	65

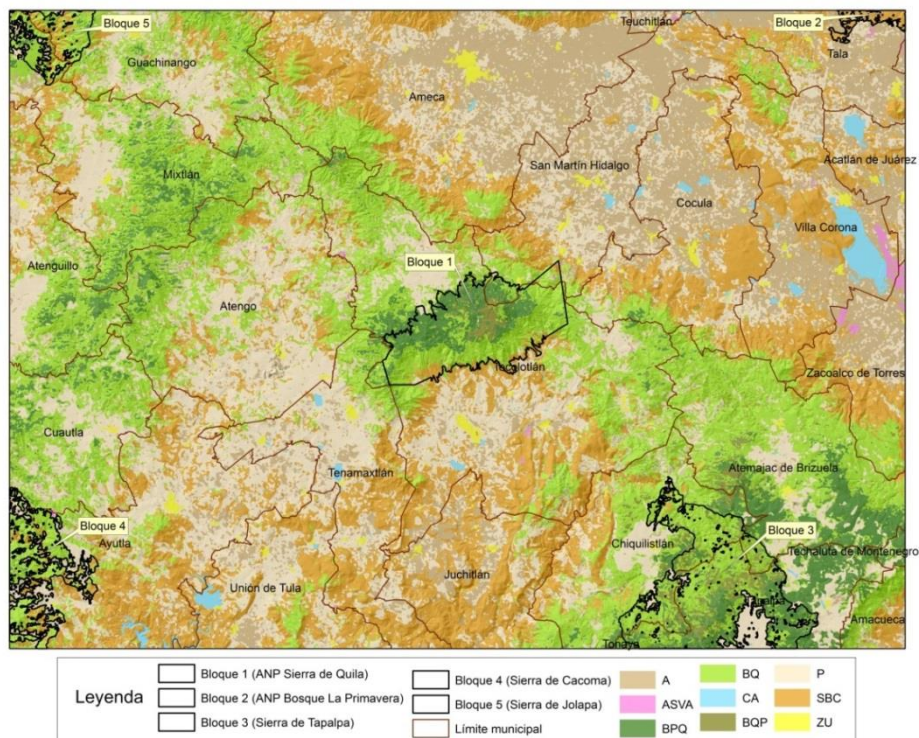


Figura 36: Variable Uso de suelo y vegetación. A (Agricultura), ASVA (Área sin vegetación aparente), BPQ (Bosque de pino encino), BQ (Bosque de encino), CA (Cuerpo de agua), BQP (Bosque de encino pino), P (Pastizal), SBC (Selva baja caducifolia) y ZU (Zona urbana), ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques) (Fuente: elaboración propia, a partir de la clasificación supervisada de la imagen Landsat 8 OLI de este estudio).

A pesar del bajo valor de importancia que adquiere la variable altitud para ambas especies (5 %), resulta de interés que el ocelote conlleve un valor de 100 dentro del rango altitudinal de entre 500 y 1,000 m, considerándose este rango altitudinal como el área focal de distribución; por otro lado, sin llegar a categorizarse como su máximo, el venado cola blanca adquiere un valor de peso de importancia similar en los tres estratos altitudinales (Tabla 28 y Figura 37).

Tabla 28. Variable Altitud. Utilizando el modelo nacional continuo de elevaciones mexicano 3.0 con resolución de 30 m de INEGI.

Altitud (msnm)	Valores de fricción para ocelote	Valores de fricción para venado cola blanca
500-1,000	100	78
1,000-1,500	60	80
1,500-3,500	20	80
Peso a variable	5	5

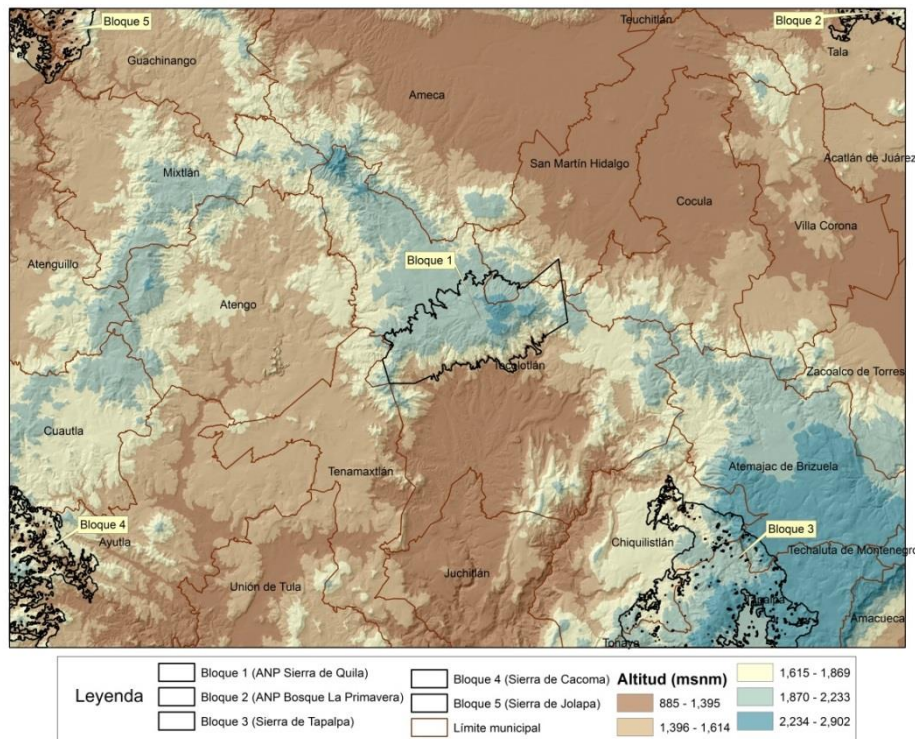


Figura 37: Variable Altitud, con base en el modelo digital de elevación, ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques). (Fuente: modelo nacional continuo de elevaciones mexicano 3.0 con resolución de 30 m de INEGI).

De acuerdo a la opinión experta, el ocelote prefiere recorrer superficies planas o con pendientes suaves, pero también busca los lugares un tanto inaccesibles y a su vez seguros, como son las cañadas o los fondos de cañones; por el contrario el venado cola blanca puede encontrarse en todas las posiciones topográficas, con una mayor excepción buscará las zonas de cresta o partes altas de la montaña (Tabla 29 y Figura 38). La

variable de posición topográfica es considerada la segunda en importancia, después del uso del suelo y la vegetación.

Tabla 29. Variable Topografía. Utilizando la posición topográfica generada con la herramienta *Corridor Designer* y el modelo nacional continuo de elevaciones mexicano 3.0 con resolución de 30 m de INEGI.

Núm.	Topografía	Valores de fricción para ocelote	Valores de fricción para venado cola blanca
1	Fondo de cañón	80	80
2	Plano o pendiente suave	100	63
3	Pendiente pronunciada	10	53
4	Cresta o parte alta	10	30
	Peso a variable	15	20

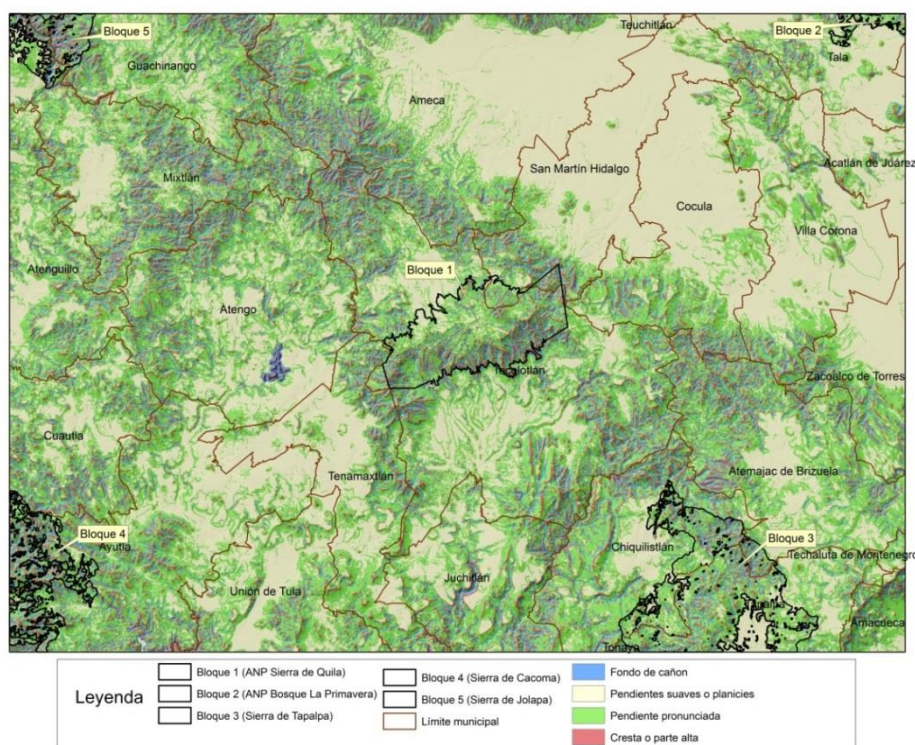


Figura 38: Variable Topografía con base en el modelo de elevación del terreno, ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques). (Fuente: elaboración propia, a partir del análisis del modelo nacional continuo de elevaciones mexicano 3.0 con resolución de 30 m de INEGI).

Las variables Distancia a carreteras pavimentadas y Distancia a zonas urbanas son consideradas como variables de resistencia, las cuales condicionan en mayor medida el

trazo de un corredor de hábitat idóneo, por lo tanto el valor de fricción que asume la especie ocelote será alto para las zonas más distantes a la infraestructura vial y centros de población; para el venado cola blanca los valores pueden tornarse de manera más gradual, es decir, presenta valores de entre 12 y 10 % en aquellas zonas próximas a las vías y zonas urbanas y estos aumentan conforme se retiran de las mismas (ver Tablas 30 y 31 y Figuras 39 y 40).

Tabla 30. Variable Distancia a carreteras.

Distancia a carreteras (m)	Valores de fricción para ocelote	Valores de fricción para venado cola blanca
0-100	0	12
100-500	30	50
500-2,000	60	80
2,000-15,000	100	93
Peso a variable	5	5

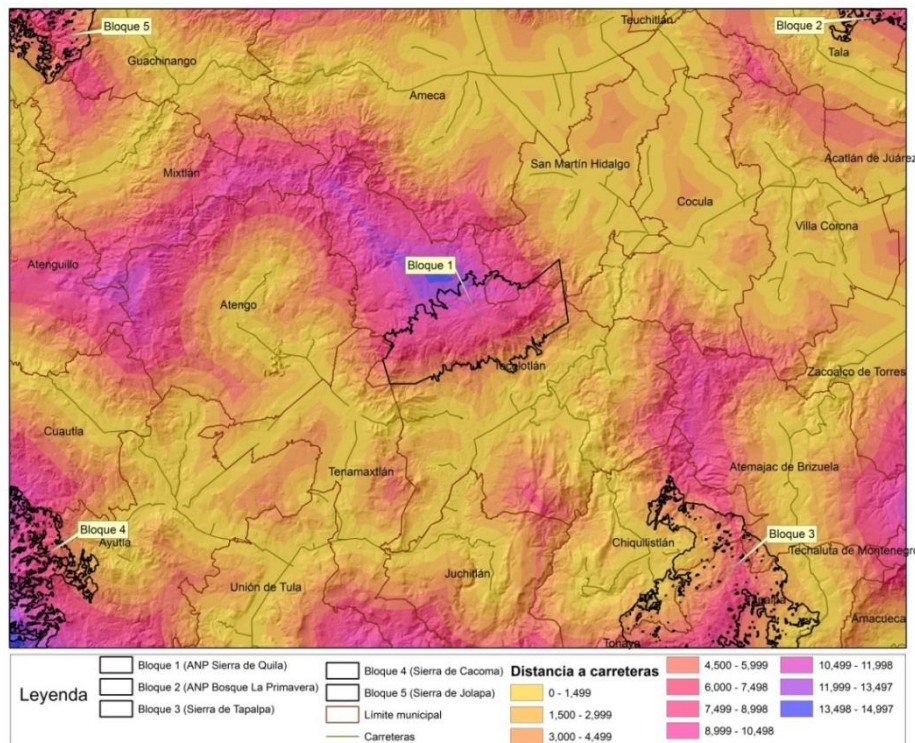


Figura 39: Variable Distancia a carreteras, ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques). (Fuente: elaboración propia con base en la red de carreteras del Instituto de Información Territorial de Jalisco, IITEJ, 2011).

Tabla 31. Distancia a zonas urbanas.

Distancia a zonas urbanas (m)	Valores de fricción para ocelote	Valores de fricción para venado cola blanca
0-100	0	10
100-500	20	45
500-2,000	80	73
2,000-13,500	100	93
Peso a variable	5	5

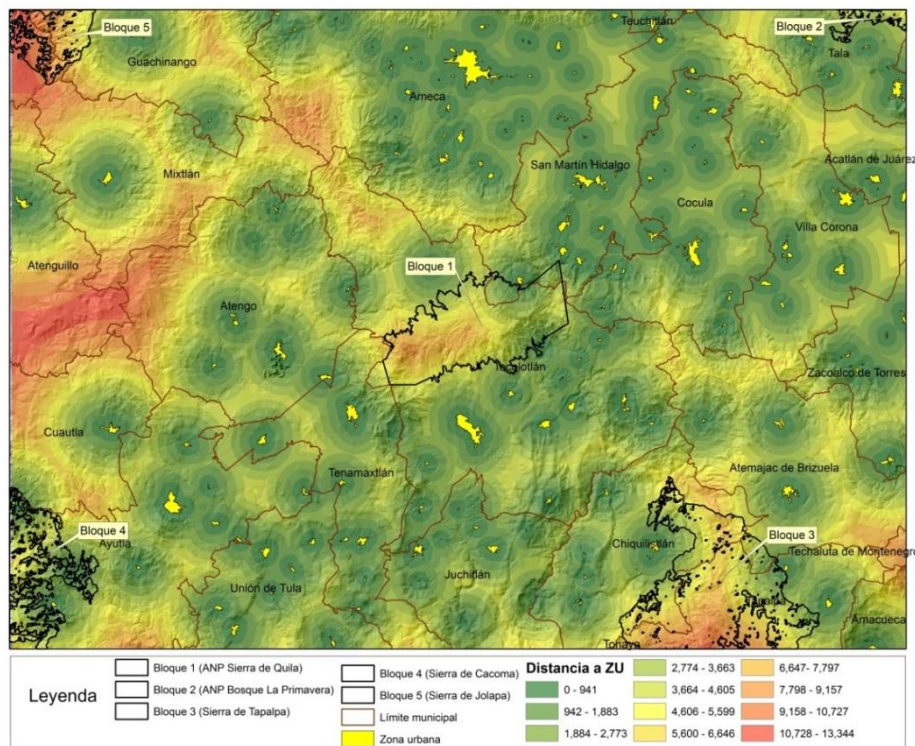


Figura 40: Variable Distancia a zonas urbanas, ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques). (Fuente: elaboración propia, a partir de la clasificación supervisada de la imagen Landsat 8 OLI de este estudio).

Los modelos de idoneidad de hábitat para cada especie animal se obtuvieron mediante el uso de la herramienta Diseñador de Corredores (*Corridor Designer*) integrando cada variable espacial (capa ráster) y las tablas con los valores de fricción (formato ASCII), basadas en el criterio experto; las figuras 41 y 42 muestran los modelos obtenidos para ocelote y venado cola blanca respectivamente.

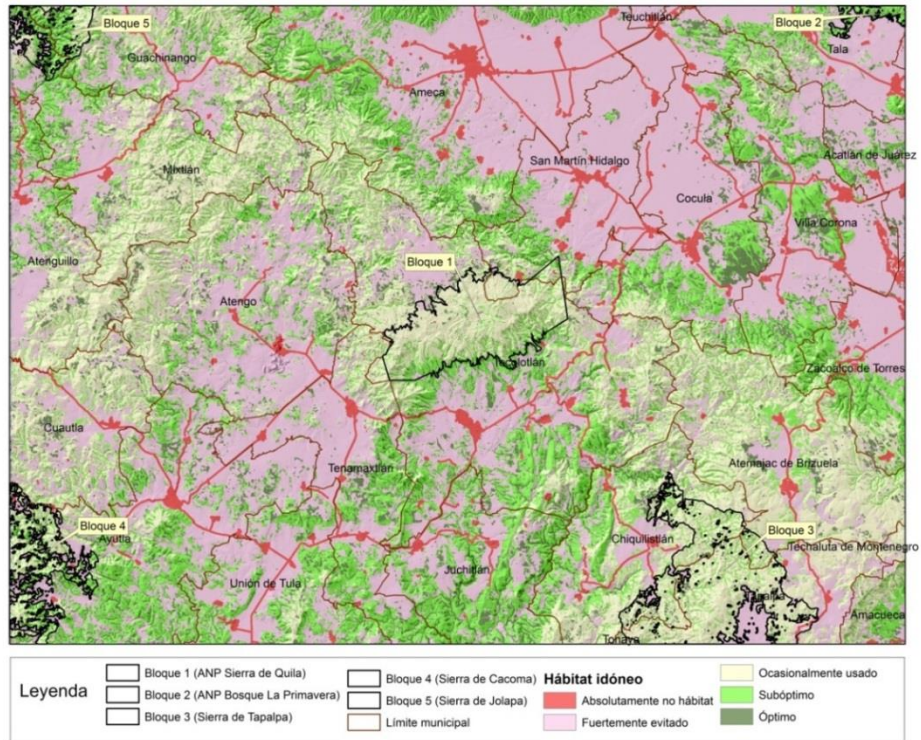


Figura 41: Modelo de idoneidad de hábitat para ocelote basado en criterio experto, ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques). Resolución de 30 metros.

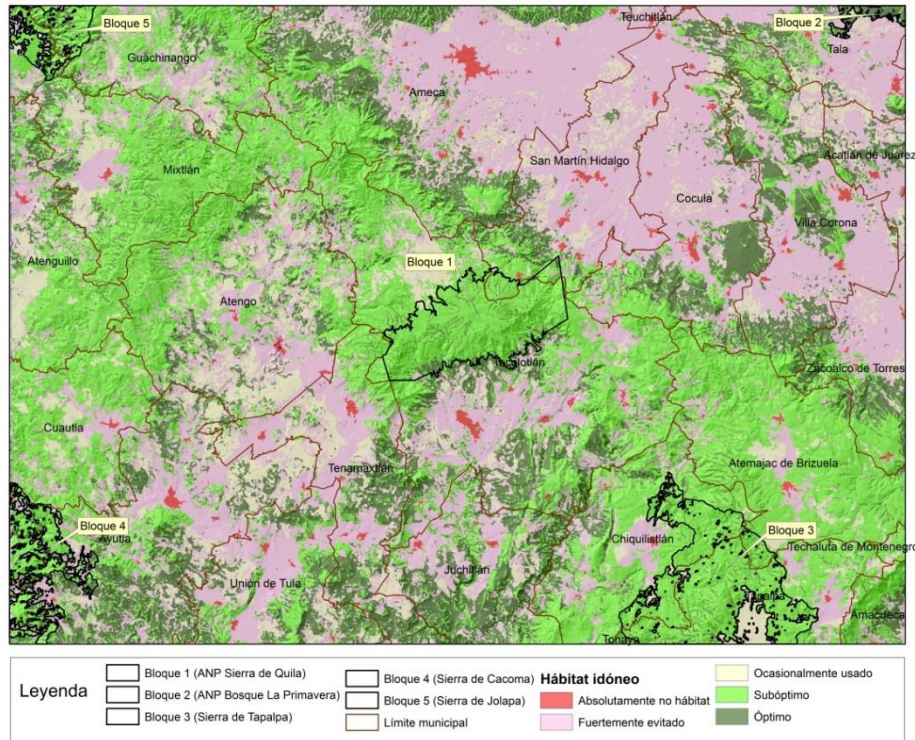


Figura 42: Modelo de idoneidad de hábitat para venado cola blanca basado en criterio experto, ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques). Resolución de 30 m.

7.4.3 Identificación de corredores de hábitat para el ocelote

Con el modelo de idoneidad de hábitat para cada una de las especies, se identificaron los corredores de hábitat, estos fueron generados a partir del área natural protegida Sierra de Quila (bloque 1) al bloque 2 o zona de enlace (ANP Sierra de Quila-ANP Bosque La Primavera), del bloque 1 al bloque 3 (ANP Sierra de Quila-Sierra de Tapalpa), del bloque 1 al bloque 4 (ANP Sierra de Quila-Sierra de Cacoma) y del bloque 1 al bloque 5 (ANP Sierra de Quila-Sierra de Jolapa). Como resultado, para cada corredor identificado (ANP Sierra de Quila-zona de enlace) se generaron 10 corredores de hábitat con diferente amplitud o tamaño, los cuales ocupan el 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 y 10 % del total de la superficie del paisaje (Figuras 43 a la 50); obteniendo de esta manera un total de 40 opciones de corredores para cada una de las especies.

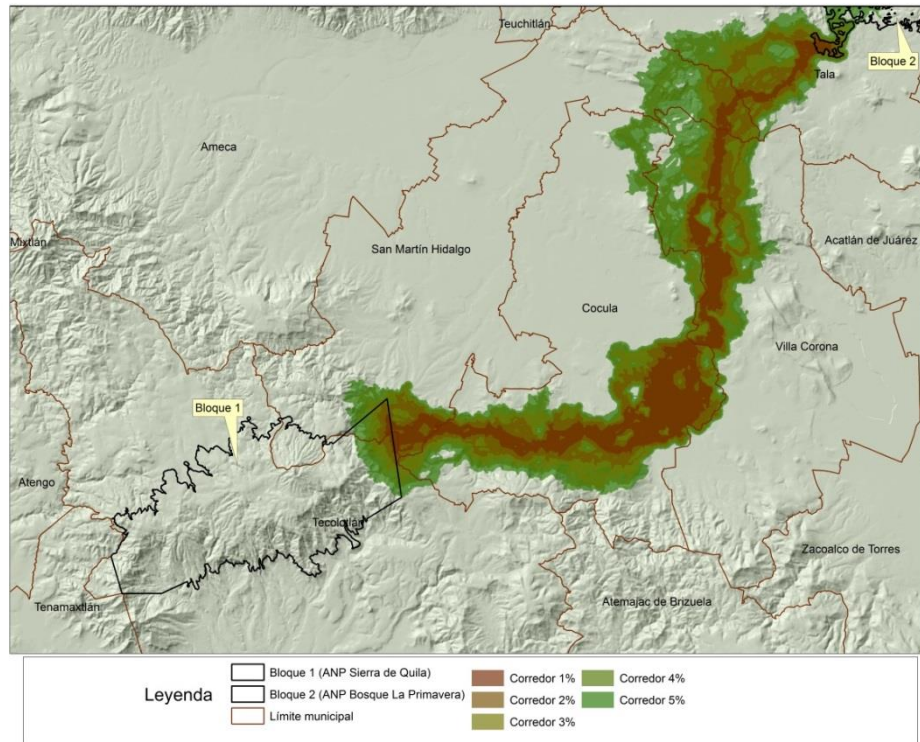


Figura 43: Corredores de hábitat para ocelote que ocupan del 1 al 5 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila al ANP La Primavera.

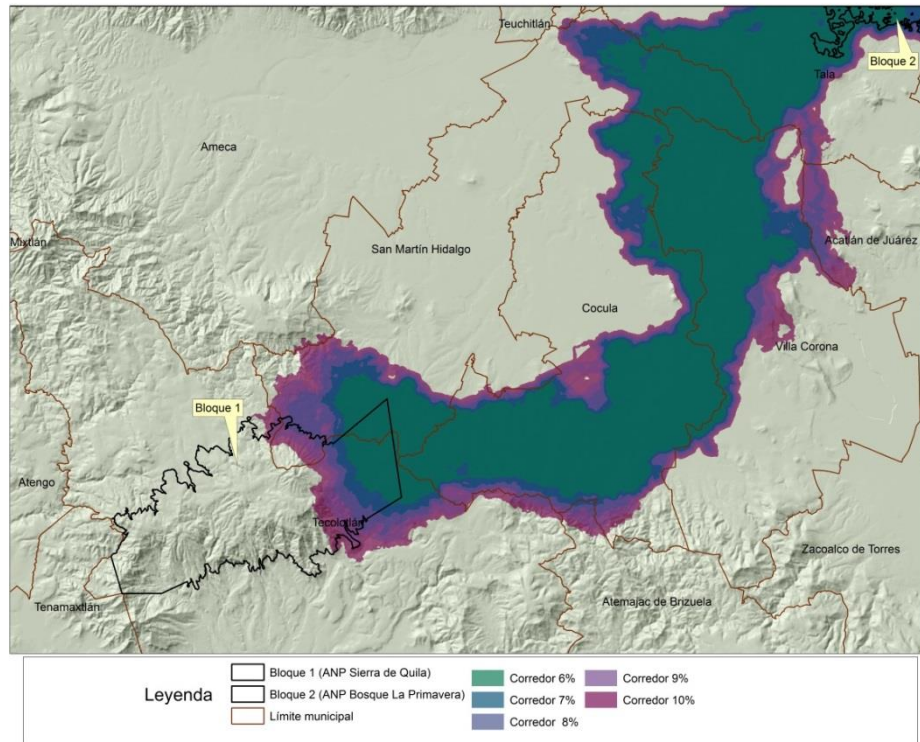


Figura 44: Corredores de hábitat para ocelote que ocupan del 6 al 10 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila al ANP La Primavera.

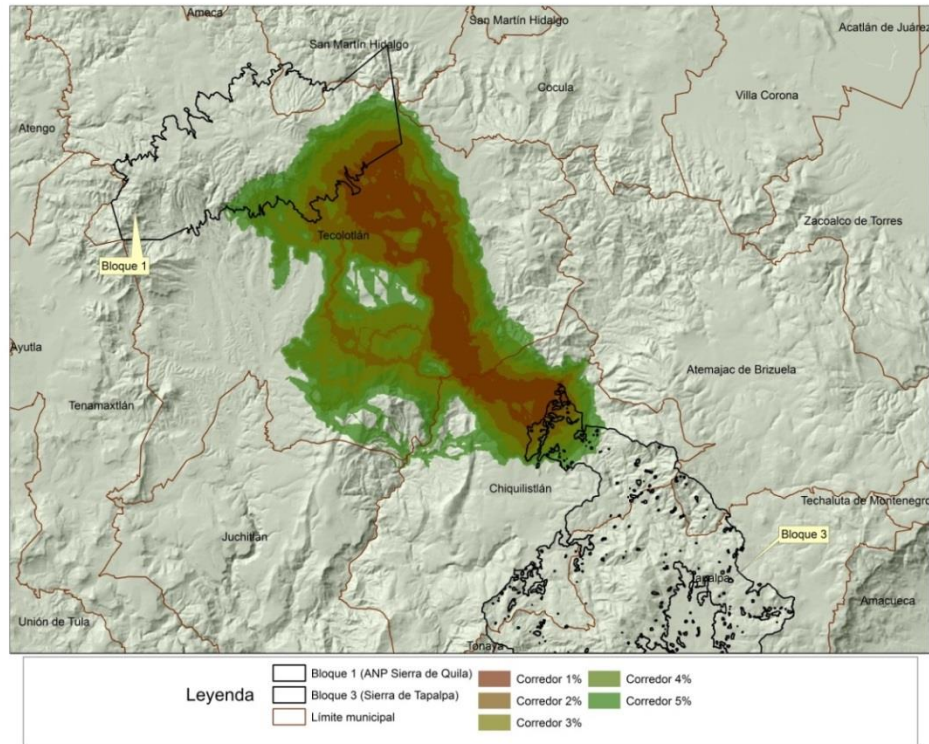


Figura 45: Corredores de hábitat para ocelote que ocupan del 1 al 5 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Tapalpa.

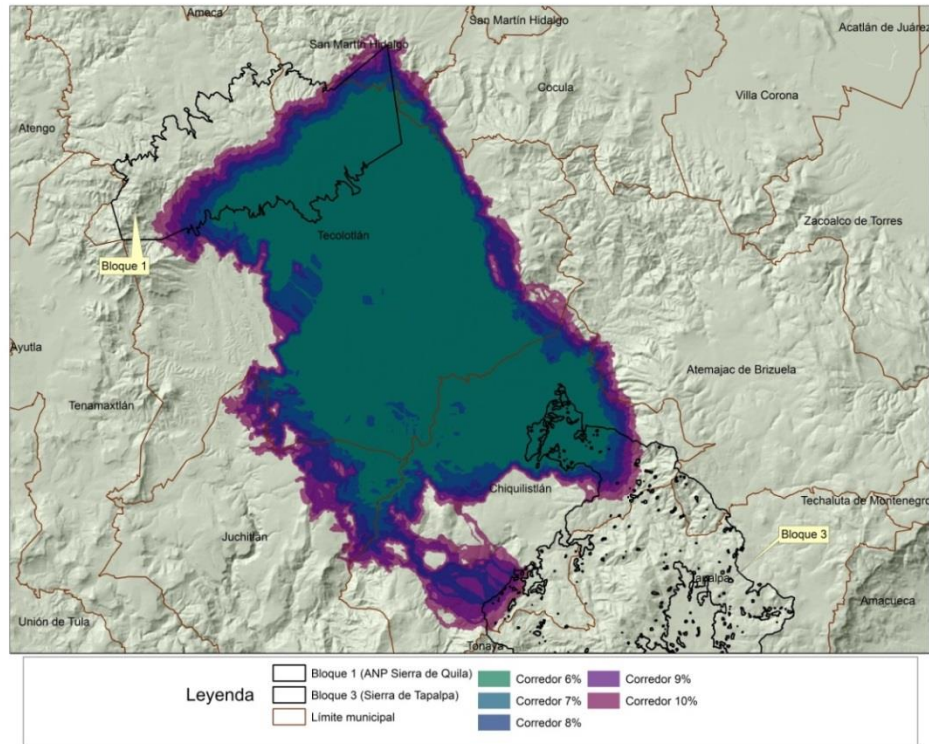


Figura 46: Corredores de hábitat para ocelote que ocupan del 6 al 10 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Tapalpa.

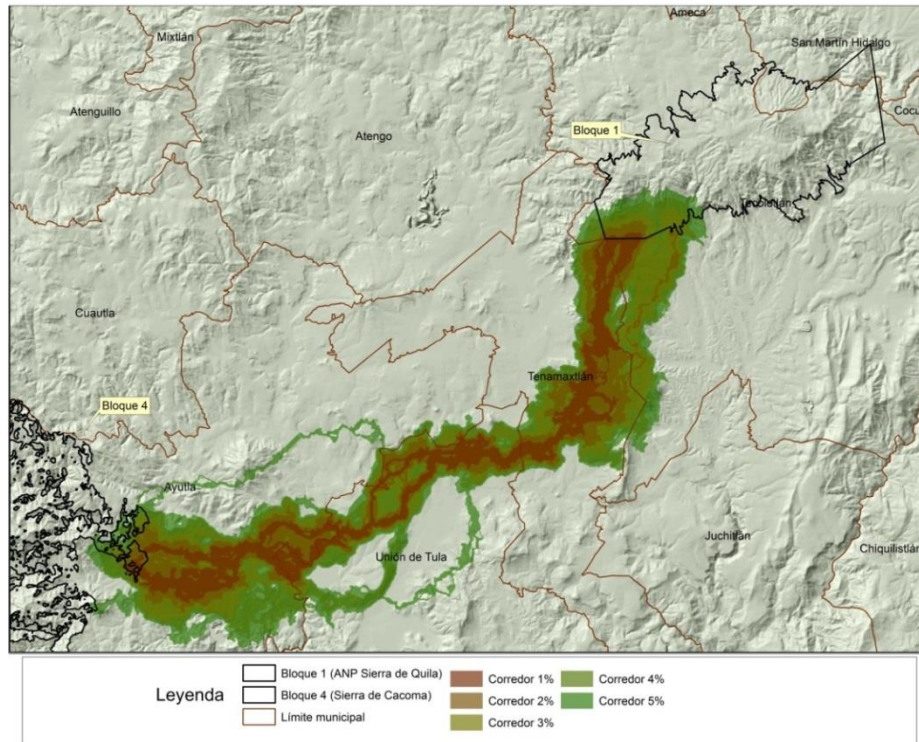


Figura 47: Corredores de hábitat para ocelote que ocupan del 1 al 5 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Cacoma.

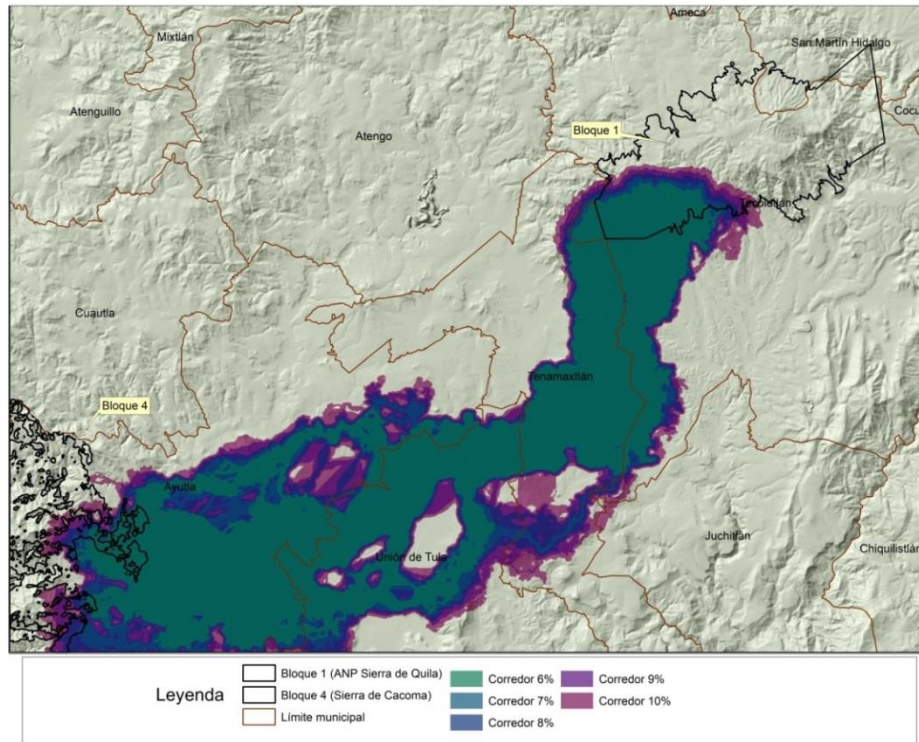


Figura 48: Corredores de hábitat para ocelote que ocupan del 6 al 10 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Cacoma.

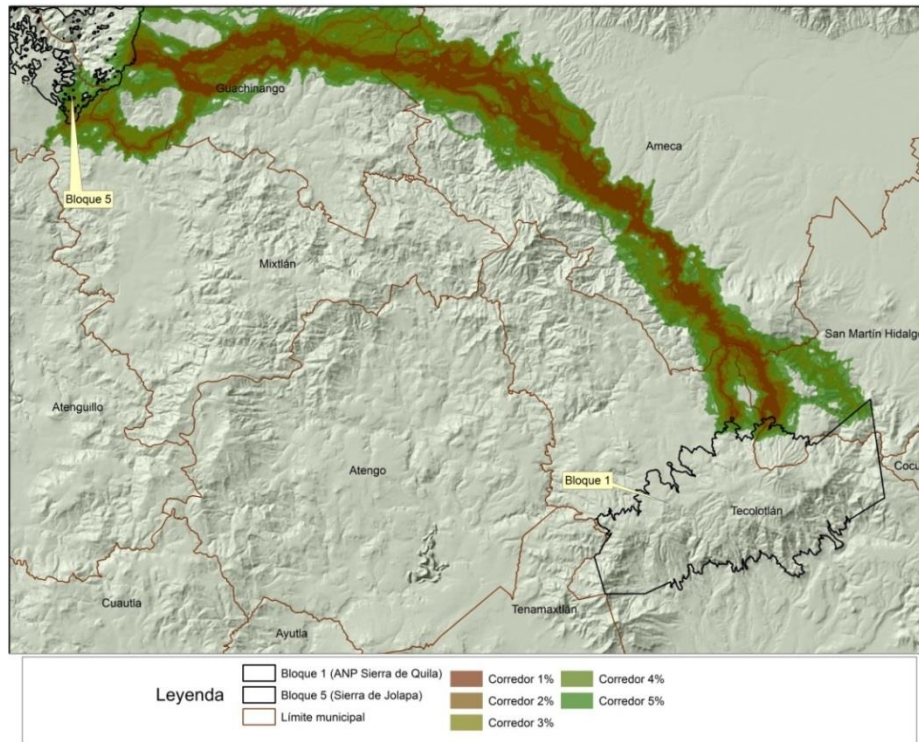


Figura 49: Corredores de hábitat para ocelote que ocupan del 1 al 5 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Jolapa.

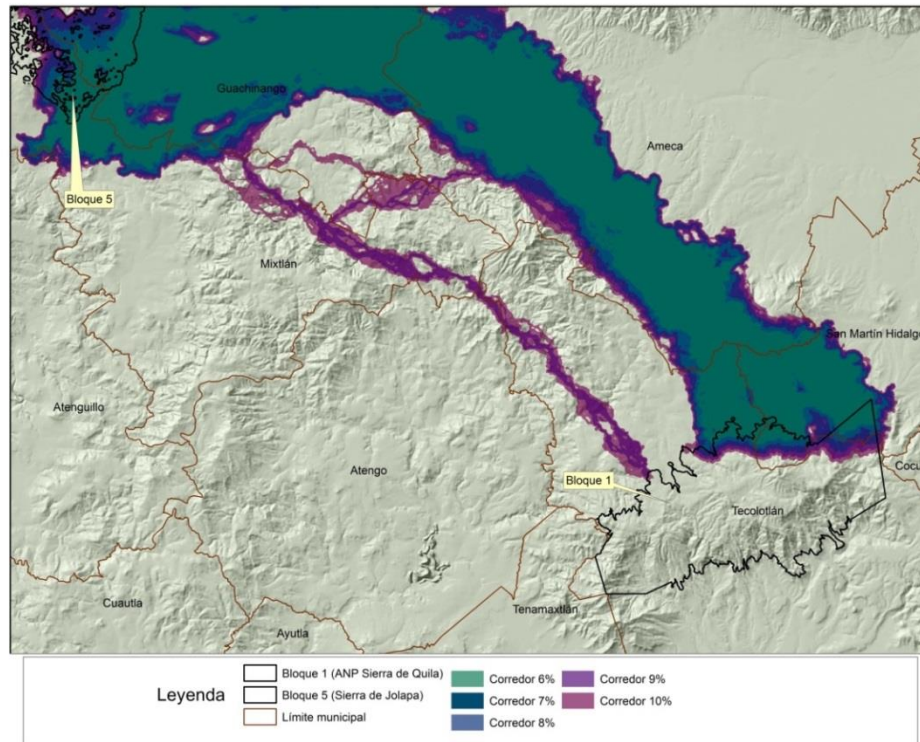


Figura 50: Corredores de hábitat para ocelote que ocupan del 6 al 10 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Jolapa.

Con el objetivo de seleccionar y caracterizar un corredor de hábitat que representará la ruta de menor costo en términos de las áreas focales que incluyeran los hábitat sub-óptimos y óptimos para la especie ocelote representados en el modelo de idoneidad y que al menos presentaran una anchura promedio equivalente a la distancia mediana de desplazamiento de la especie, se seleccionó el corredor que ocupa el 3 % del total de la superficie del paisaje (Figura 51).

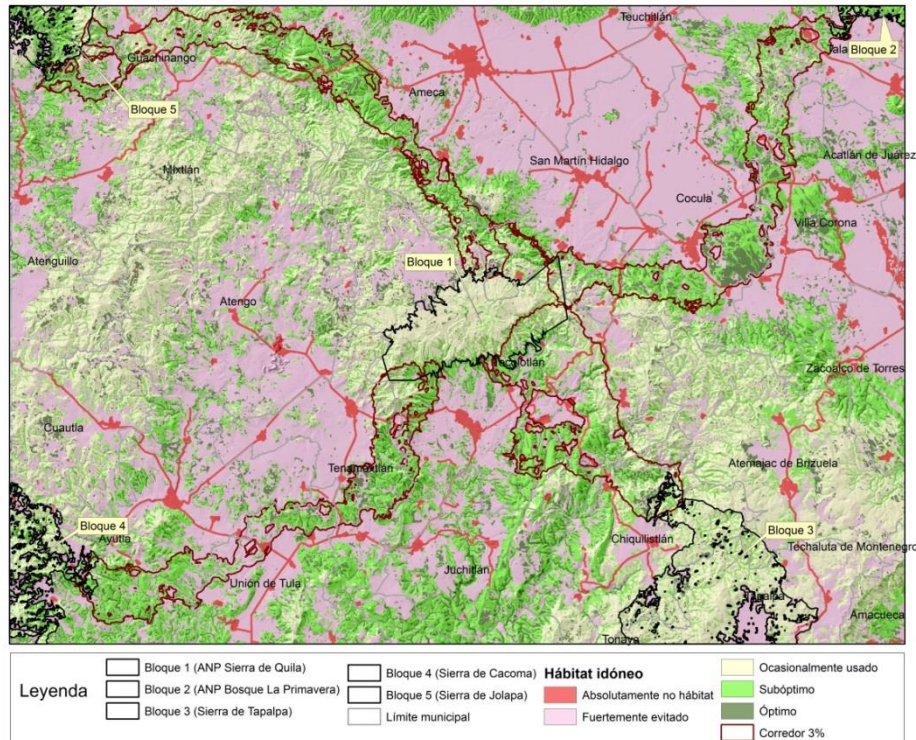


Figura 51: Modelo de idoneidad de hábitat y corredores para ocelote representando el 3 % de la superficie del paisaje, ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques). Resolución de 30 m.

La tabla 32 desglosa las características principales para cada corredor representado por el 3 % del total del área de estudio, identificado para cada zona de enlace; el corredor con mayor amplitud (7.3 km) es el orientado hacia el sureste (ANP Sierra de Quila-Sierra de Tapalpa), el corredor de mayor longitud corresponde del ANP Sierra de Quila a la Sierra de Jolapa con 61.2 km, seguido del corredor del bloque 1 al bloque 2 con 52.3 km y del bloque 1 al bloque 4 (ANP Sierra de Quila-Sierra de Cacoma) con 50.1 km, sin embargo es en el segundo de estos al que se le han identificado el mayor número de áreas críticas (o segmentos más angostos que van desde los 430 m a los 6, 257 m a lo largo del corredor) para el movimiento animal. La altitud mínima (1,041 y 1,158 msnm) la presentan los corredores del bloque 1 al 5 y la del bloque 1 al 3, mientras que la altitud máxima (2,185 msnm) la presenta el corredor del bloques del 1 al 3, cabe mencionar que todos los corredores tienen una altitud promedio por encima de la cota de los 1,500 msnm. Mayor número de parches forestales (52 y 48) son los que representan los corredores del bloque 1 al 4 y del bloque 1 al 2, así como la mayor

superficie (18,969 y 18,966.3 ha). En general todos los corredores del 3 % representan un promedio de 18,943 ha.

Tabla 32. Características principales de cada uno de los corredores representados por el 3 % del total del paisaje para el ocelote.

Características generales del corredor	del bloque 1 al 2	del bloque 1 al 3	del bloque 1 al 4	del bloque 1 al 5
Ancho min. (m)	572.9	3,074.4	792.3	697.7
Ancho máx. (m)	4,720.8	7,303.4	3,987.3	3,478.3
Ancho promedio (m)	2,418.4	4,668.2	2,111.8	1,825.8
Longitud central lineal (Km)	52.3	23.1	50.1	61.2
Segmentos más angostos	5.0	2.0	3.0	10.0
Altitud min. (msnm)	1,274.0	1,158.0	1,170.0	1,041.0
Altitud máx. (msnm)	2,071.0	2,185.0	2,181.0	2,091.0
Altitud promedio (msnm)	1,672.0	1,659.7	1,677.0	1,564.6
Núm. de parches forestales	48	34	52	17
Núm. de parches no forestales	209	216	165	270
Sup. forestal	14,161.31	14,977.03	13,692.53	16,450.34
Sup. no forestal	4,806.72	3,949.29	5,273.81	2,463.56
Sup. Total (ha)	18,969.04	18,926.32	18,966.3	18,914.0

Las tablas 33 y 34 describen de manera detallada la composición por tipo de vegetación y usos de suelo de cada corredor de hábitat identificado para el ocelote, además se describen algunos índices de paisaje a nivel de clase. El corredor de hábitat ANP Sierra de Quila-ANP La Primavera (bloque 1 a 2) está compuesto por selva baja caducifolia en un 60.4 % (11,452.1 ha) contenida en 241 parches; presentan un tamaño medio cuadrático de 737.7 ha, seguida del bosque de encino, cuyo tamaño medio cuadrático de parches es de 187.7 ha y abarca una superficie de 2,674.1 ha (14.1 %) del total de la superficie del corredor. De manera general, todos los parches por tipo de vegetación presentan un índice de forma ponderado complejo, es decir, formas irregulares de los parches; cabe destacar que la cobertura bosque de pino encino mostró el mayor valor de la relación perímetro/área (920.9 m/ha), lo que indica que esta cobertura es la más vulnerable a procesos de “efecto de borde” (Tabla 33).

El corredor de hábitat ANP Sierra de Quila-Sierra de Tapalpa (bloque 1 a 3) está compuesto principalmente por bosque de encino con 42.1 % (7,972.7 ha) distribuido en 314 parches, los cuales registraron un tamaño medio cuadrático de 450 ha; la segunda cobertura en abundancia es la selva baja caducifolia, abarca una superficie de 6,791.6 ha (35.9 %) del total de la superficie del corredor y presentan un tamaño medio cuadrático de parches de 398.1 ha. Al igual que las coberturas del bloque 1 a 2, todos los parches por tipo de vegetación presentan un índice de forma ponderado complejo (IFP 1.4). La cobertura bosque de pino encino en este corredor es la más vulnerable a procesos antropogénicos, ya que obtuvo el mayor valor de MPAR (809.5 m/ha) (Tabla 33).

El corredor ANP Sierra de Quila-Sierra de Cacoma (bloque 1 a 4) está compuesto por selva baja caducifolia en un 58.4 % (11,085.2 ha) contenida en 178 parches que presentan un tamaño medio cuadrático de 835.6 ha, le sigue la cobertura de vegetación más fragmentada (277 parches), el bosque de encino, cuyo tamaño medio cuadrático de parches es de 148,6 ha y abarca una superficie de 2,472.8 ha (13 %) del total de la superficie del corredor. Sobre este corredor destaca que el 26.4 % (5,018.8 ha) de su superficie está ocupada por pastizales y zonas agrícolas distribuidos en conjunto con 480 parches. De manera general, todos los parches por tipo de vegetación presentan un índice de forma ponderado complejo (IFP 1.4), asimismo la cobertura bosque de pino encino continuó obteniendo el mayor valor de la relación perímetro/área (896.2 m/ha), por lo tanto es la cobertura más frágil a procesos externos causados por el “efecto de borde” (Tabla 34).

El corredor de hábitat ANP Sierra de Quila-Sierra de Jolapa (bloque 1 a 5) está compuesto por selva baja caducifolia con 51.5 % (9738.5 ha) distribuida en 261 parches, mismos que registraron un tamaño medio cuadrático de 602.8 ha; la segunda cobertura en abundancia es el bosque de encino (cobertura vegetal más fragmentada), abarca una superficie de 6,375.2 ha (33.7 %) del total de la superficie del corredor y presentan un tamaño medio cuadrático de parches de 353.1 ha. Todos los parches por tipo de vegetación presentan un índice de forma ponderado complejo (IFP) que va de 1.3 a 1.5. La cobertura bosque de encino en este corredor es también la más vulnerable a procesos originados por el “efecto borde”, el valor de MPAR fue de 803m/ha (Tabla 34).

Tabla 33. Índices de paisaje obtenidos al interior del cada corredor de hábitat representado por el 3 % de la superficie del área de estudio para el ocelote. ANP Sierra de Quila-ANP La Primavera y ANP Sierra de Quila-Sierra de Tapalpa.

	Tipo de usos de suelo y vegetación (bloque 1 al 2)								
Índice	BPQ	BQP	BQ	SBC	A	P	CA	ASVA	ZU
Superficie (ha)	15.8	5.7	2,674.1	11,452.1	1,841.3	2,892.4	61.2	13.9	11.5
Nump	24.0	1.0	203.0	241.0	288.0	578.0	11.0	6.0	6.0
MPS (ha)	0.7	5.7	13.2	47.5	6.4	5.0	5.6	2.3	1.9
TCP (ha)	3.2	5.7	187.7	737.7	108.5	120.3	18.5	5.7	4.7
TE (km)	8.4	1.4	325.4	827.3	421.5	705.7	15.8	3.9	4.9
MSI	1.3	1.6	1.5	1.6	1.6	1.6	1.8	1.4	1.8
IFP	1.4	1.3	1.4	1.4	1.4	1.4	1.3	1.3	1.4
MPAR (m/ha)	920.9	243.4	721.5	777.1	663.7	656.6	408.5	756.7	551.0
	Tipo de usos de suelo y vegetación (bloque 1 al 3)								
Índice	BPQ	BQP	BQ	SBC	A	P	CA	ASVA	ZU
Superficie (ha)	80.0	113.5	7,972.7	6,791.6	173.8	3,734.1	12.0	16.8	32.0
Nump	47.0	65.0	314.0	291.0	79.0	368.0	3.0	4.0	4.0
MPS (ha)	1.7	1.8	25.4	23.3	2.2	10.2	4.0	4.2	8.0
TCP (ha)	11.7	14.1	449.9	398.1	19.6	194.7	6.9	8.4	16.0
TE (km)	25.4	36.5	741.1	667.3	59.9	673.6	3.4	6.4	9.2
MSI	1.4	1.4	1.5	1.5	1.6	1.7	1.7	2.1	2.3
IFP	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4
MPAR (m/ha)	809.5	803.6	758.2	770.5	712.3	639.0	486.6	756.6	300.2

Nump: Número de parches, *MPS:* Tamaño promedio de los parches (ha), *TCP:* Tamaño medio cuadrático de los parches (ha), *TE:* Cantidad de borde, *MSI:* Índice promedio de forma, *IFP:* Índice de forma ponderado por tamaño de parche *MPAR:* Promedio de la proporción perímetro-Área (m/ha).

Tabla 34. Índices de paisaje obtenidos al interior del cada corredor de hábitat representado por el 3 % de la superficie del área de estudio para el ocelote. ANP Sierra de Quila-Sierra de Cacoma y ANP Sierra de Quila-Sierra de Jolapa.

	Tipo de usos de suelo y vegetación (bloque 1 al 4)								
Índice	BPQ	BQP	BQ	SBC	A	P	CA	ASVA	ZU
Superficie (ha)	100.4	27.8	2,472.8	11,085.2	462.5	4,556.3	208.7	0.6	52.0
Nump	25.0	17.0	277.0	176.0	181.0	279.0	9.0	4.0	2.0
MPS (ha)	4.0	1.6	8.9	63.0	2.6	16.3	23.2	0.2	26.0
TCP (ha)	20.1	6.7	148.6	835.6	34.4	272.8	69.6	0.3	36.8
TE (km)	25.0	10.7	322.2	798.0	122.6	831.8	32.8	0.7	7.3
MSI	1.5	1.5	1.5	1.6	1.5	1.8	2.1	1.3	2.2
IFP	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.3
MPAR (m/ha)	896.2	828.7	727.2	718.4	770.9	633.9	447.3	1222.2	256.3
	Tipo de usos de suelo y vegetación (bloque 1 al 5)								
Índice	BPQ	BQP	BQ	SBC	A	P	CA	ASVA	ZU
Superficie (ha)	281.3	37.0	6,375.2	9,738.5	181.7	2,267.3	5.9	13.5	13.6
Nump	134.0	16.0	326.0	261.0	129.0	432.0	3.0	10.0	1.0
MPS (ha)	2.1	2.3	19.6	37.3	1.4	5.3	2.0	1.4	13.6
TCP (ha)	24.3	9.3	353.1	602.8	16.0	109.1	3.4	4.3	13.6
TE (km)	87.4	11.2	871.4	884.7	77.3	650.2	3.4	5.4	3.8
MSI	1.5	1.5	1.5	1.6	1.5	1.8	2.0	1.4	2.9
IFP	1.4	1.3	1.5	1.4	1.4	1.4	1.5	1.3	1.4
MPAR (m/ha)	760.8	631.4	803.0	754.0	791.2	708.4	814.2	562.5	278.1

Nump: Número de parches, *MPS:* Tamaño promedio de los parches (ha), *TCP:* Tamaño medio cuadrático de los parches (ha), *TE:* Cantidad de borde, *MSI:* Índice promedio de forma, *IFP:* Índice de forma ponderado por tamaño de parche *MPAR:* Promedio de la proporción perímetro-Área (m/ha).

7.4.4 Identificación de corredores de hábitat para el venado cola blanca

Las figuras 52 a la 59 muestran los corredores de hábitat delimitados con base al modelo de idoneidad de hábitat para el venado cola blanca; los corredores ocupan el 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 y 10 % del total de la superficie del paisaje.

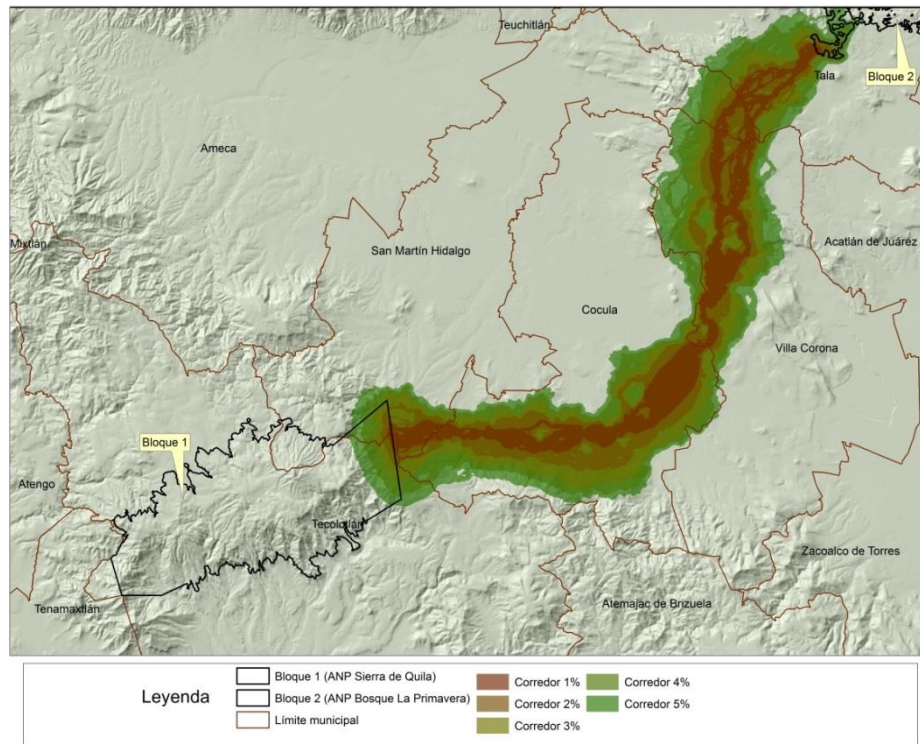


Figura 52: Corredores de hábitat para venado cola blanca del 1 al 5 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila al ANP La Primavera.

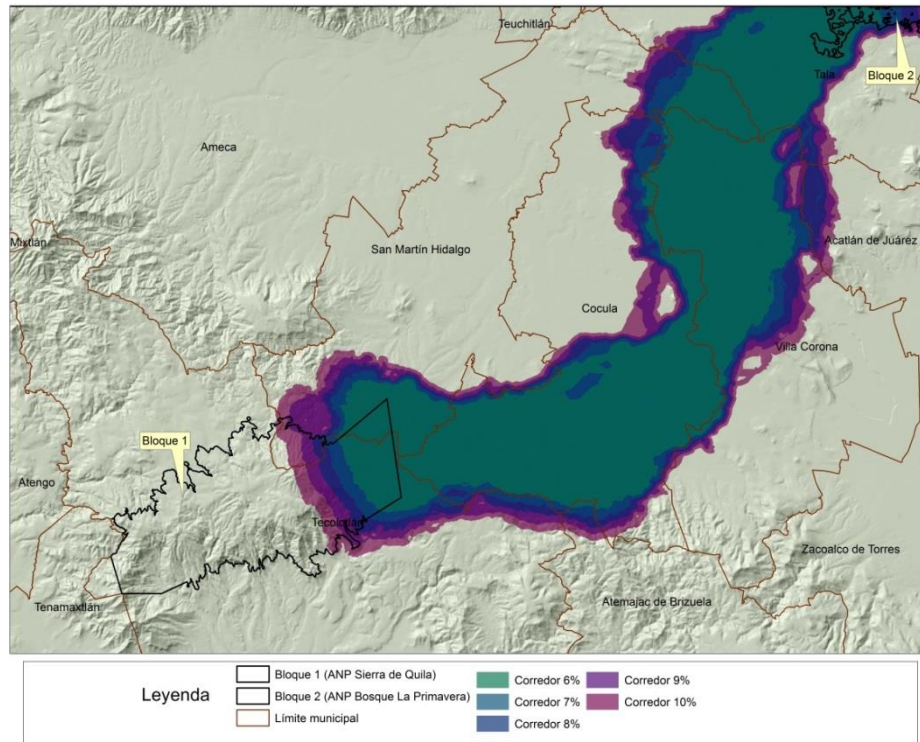


Figura 53: Corredores de hábitat para venado cola blanca del 6 al 10 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila al ANP La Primavera.

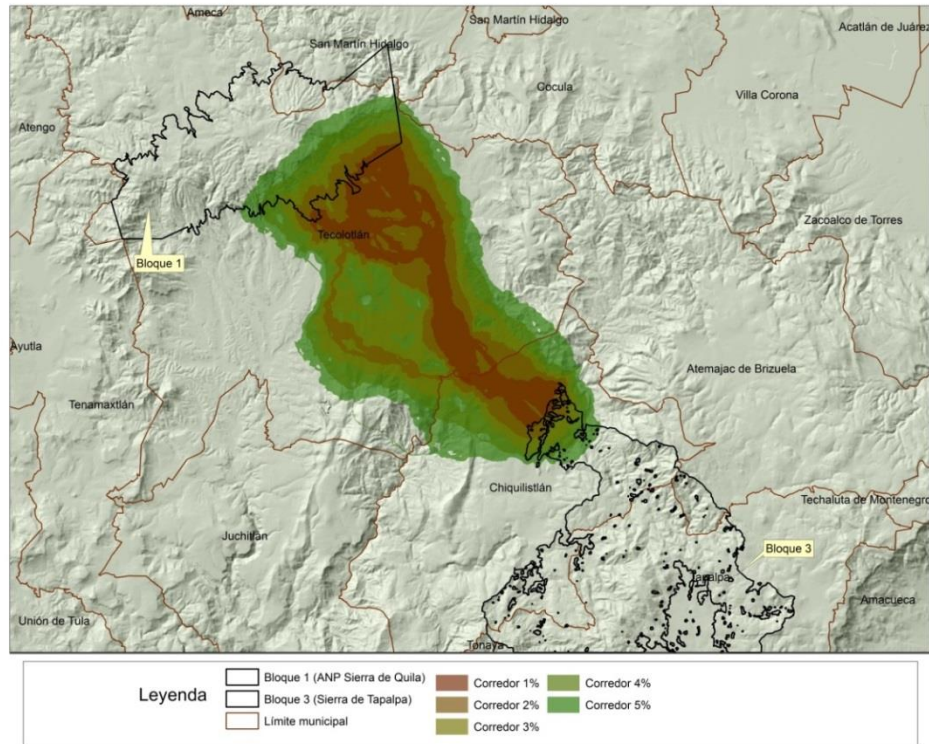


Figura 54: Corredores de hábitat para venado cola blanca que ocupan del 1 al 5 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Tapalpa.

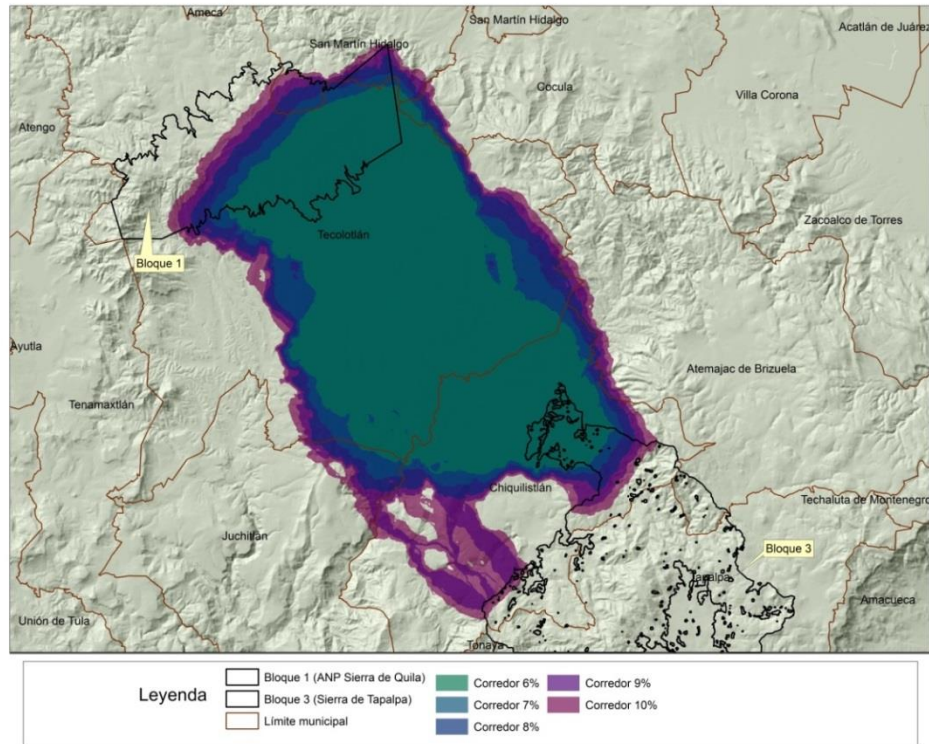


Figura 55: Corredores de hábitat para venado cola blanca que ocupan del 6 al 10 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Tapalpa.

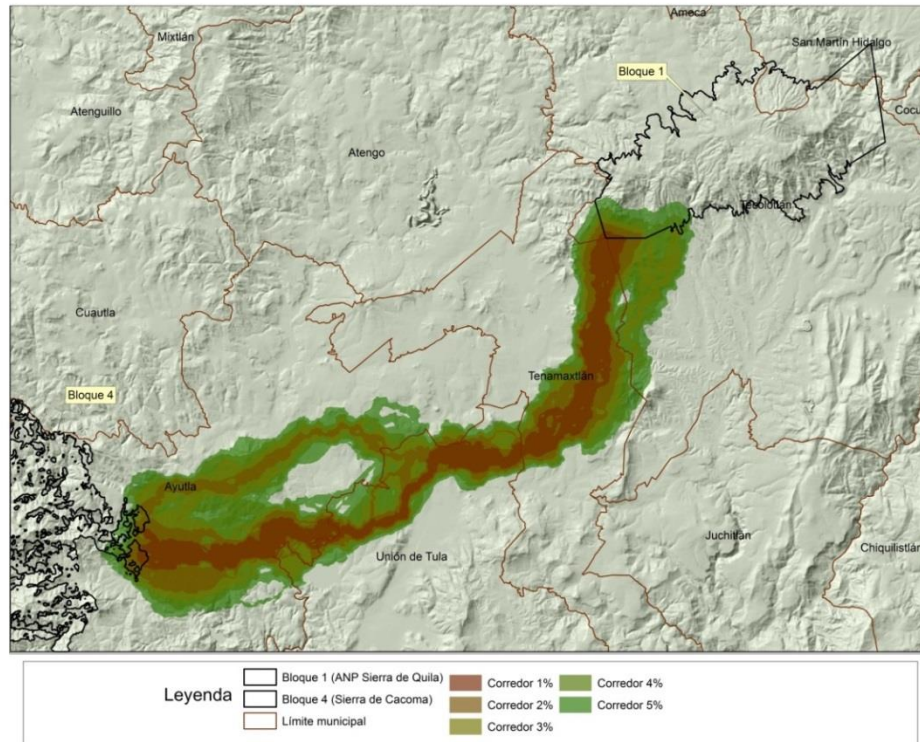


Figura 56: Corredores de hábitat para venado cola blanca que ocupan del 1 al 5 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Cacoma.

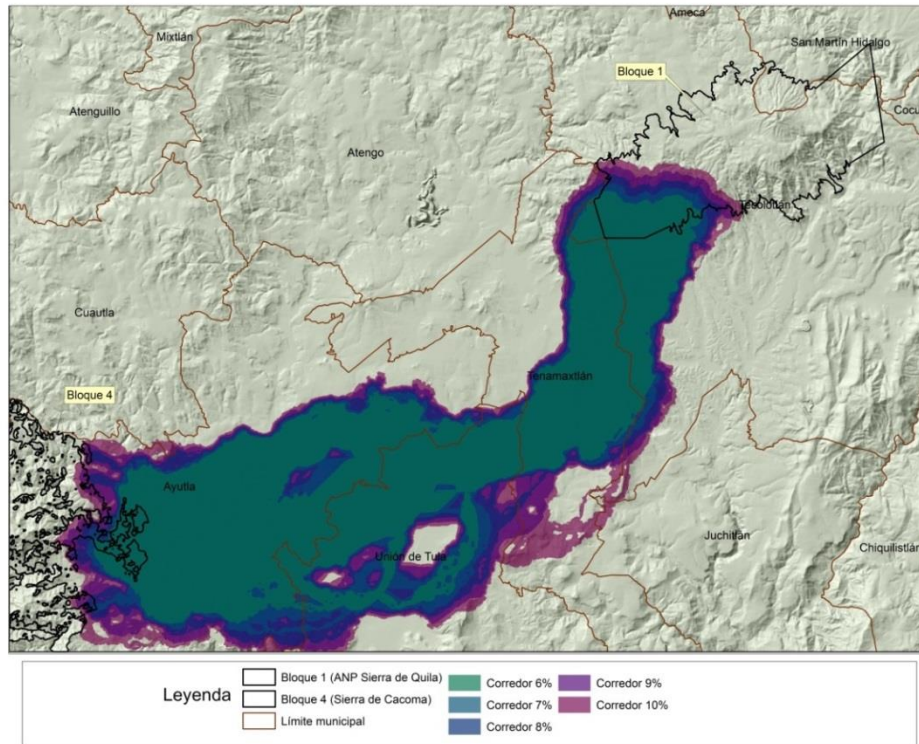


Figura 57: Corredores de hábitat para venado cola blanca que ocupan del 6 al 10 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Cacoma.

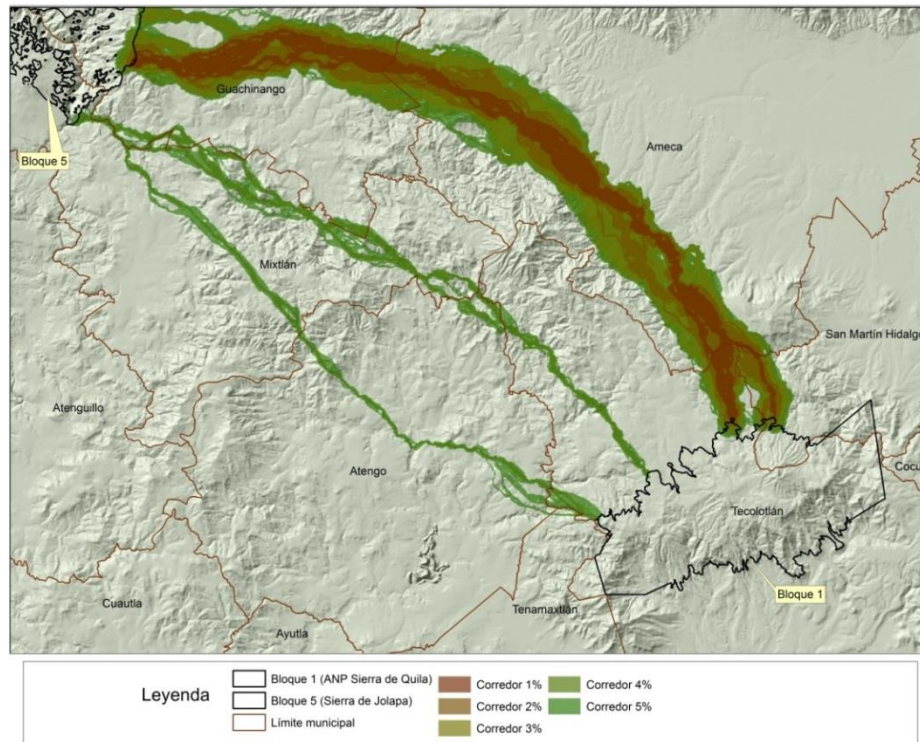


Figura 58: Corredores de hábitat para venado cola blanca que ocupan del 1 al 5 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Jolapa.

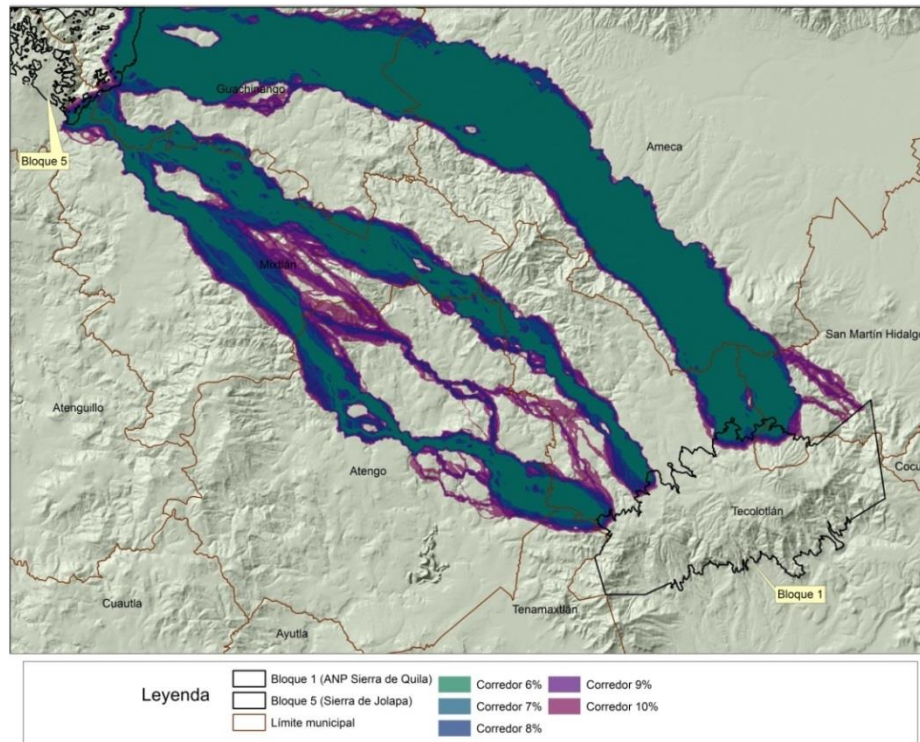


Figura 59: Corredores de hábitat para venado cola blanca que ocupan del 6 al 10 % de la superficie total del paisaje. Corredor ANP Sierra de Quila a la Sierra de Jolapa.

A manera de ejemplo, se describe también la caracterización del corredor de hábitat, el cual representa el 3 % del total de la superficie del área de estudio e incluye en términos de las áreas focales los hábitats sub-óptimos y óptimos para el venado cola blanca de acuerdo al modelo de idoneidad (Figura 60). En este sentido, se encuentra también que el corredor más ancho en promedio (5.1 km) es el orientado en dirección sureste (ANP Sierra de Quila-Sierra de Tapalpa); también se observó que los corredores más largos corresponde a los transectos ANP Sierra de Quila-Sierra de Jolapa (bloque 1 a bloque 5) de 56.7 km y ANP Sierra de Quila-ANP La Primavera (bloque 1 a bloque 2), mismos que también presentan el mayor número de segmentos más angostos junto con el del bloque 4 con 9 y 6 respectivamente (que van de los 60 m hasta los 8, 773 m para el corredor del bloque 1 al 5; para el corredor del bloque 1 al 4 va desde los 66 m hasta los 21, 593 m y para el corredor del bloque 1 al 2 va desde los 1, 101 hasta los 8, 068 m a lo largo del corredor). La altitud promedio de los cuatro corredores es relativamente homogénea, la cual oscila entre los 1, 640 y 1, 700 m (Tabla 35). Los parches forestales

que cuentan con un mayor número (68 y 50) son los que representan los corredores del bloque 1 al 4, y del bloque 1 al 2, así como la mayor superficie (18,981.89 y 18,969.60 ha) que corresponde a los corredores del bloque 1 al 3 y del 1 al 5 y en general todos los corredores del 3 % representan un promedio de 18,970 ha.

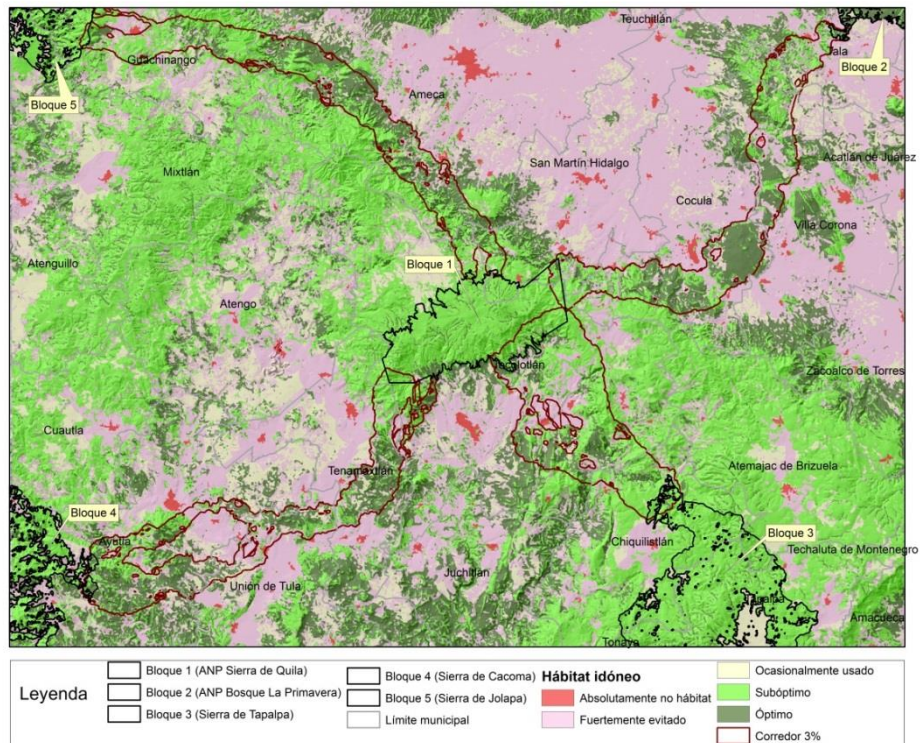


Figura 60: Modelo de idoneidad de hábitat y corredores para venado cola blanca representando el 3 % de la superficie del paisaje, ANP Sierra de Quila y zonas de enlace (bloques). Resolución de 30 m.

Tabla 35. Características principales de cada uno de los corredores representados por el 3 % del total del paisaje para el venado cola blanca.

Características generales del corredor	del bloque 1 al 2	del bloque 1 al 3	del bloque 1 al 4	del bloque 1 al 5
Ancho min. (m)	1,369.3	2,924.7	926.8	1,031.5
Ancho máx. (m)	4,811.0	9,331.0	4,704.7	3,888.6
Ancho promedio (m)	3,010.6	5,145.5	2,359.5	2,550.3
Longitud central lineal (Km)	50.8	22.3	47.6	56.7
Segmentos más angostos	6.0	1.0	6.0	9.0
Altitud min. (msnm)	1,277.0	1,158.0	1,227.0	1,250.0
Altitud máx. (msnm)	2,073.0	2,139.0	2,181.0	2,091.0
Altitud promedio (msnm)	1,674.0	1,641.2	1,702.5	1,669.0
Núm. De parches forestales	50	46	68	28
Núm. De parches no forestales	200	208	160	245
Sup. forestal (ha)	13,869.35	14,355.35	13,519.70	16,137.33
Sup. no forestal (ha)	5,029.73	4,626.53	5,518.43	2,832.12
Sup. Total (ha)	18,899.09	18,981.89	19,038.14	18,969.60

Las tablas 36 y 37 describen de manera detallada la composición por tipo de vegetación y usos de suelo de cada corredor de hábitat identificado para el venado cola blanca, asimismo se describen algunos índices de paisaje a nivel de clase. El corredor de hábitat ANP Sierra de Quila-ANP La Primavera (bloque 1 a 2) está compuesto por selva baja caducifolia en un 59 % (11,143.9 ha) contenida en 194 parches; presentan un tamaño medio cuadrático de 712 ha, seguida del bosque de encino, cuyo tamaño medio cuadrático de parches es de 193.1 ha y abarca una superficie de 2,688.8 ha (14.2 %) del total de la superficie del corredor. Los parches por tipo de vegetación presentan un índice de forma ponderado complejo de 1.3 a 1.4, es decir, la forma se presenta irregular en los parches. La cobertura bosque de pino encino muestra el valor mayor de la relación perímetro/área (900.4 m/ha), lo que indica que esta cobertura es la más vulnerable a cambios producidos en su contorno (Tabla 36).

El corredor de hábitat ANP Sierra de Quila-Sierra de Tapalpa (bloque 1 a 3) está compuesto principalmente por bosque de encino con 42.1 % (7972.7 ha) distribuida en 314 parches, los cuales registraron un tamaño medio cuadrático de 450 ha; la segunda cobertura en abundancia es la selva baja caducifolia, abarca una superficie de 6,791.6 ha

(35.9 %) del total de la superficie del corredor y presentan un tamaño medio cuadrático de parches de 398.1 ha y. Al igual que las coberturas del bloque 1 a 2, todos los parches por tipo de vegetación presentan un índice de forma ponderado complejo (IFP 1.4). La cobertura bosque de pino encino en este corredor es la más vulnerable a procesos antropogénicos, ya que obtuvo el mayor valor de MPAR (809.5 m/ha) (Tabla 36).

El corredor ANP Sierra de Quila-Sierra de Cacoma (bloque 1 a 4) está compuesto por selva baja caducifolia con 55.9% (10,645.1 ha) contenida en 196 parches que presentan un tamaño medio cuadrático de 760.4 ha, le sigue la cobertura de vegetación más fragmentada (323 parches), el bosque de encino, cuyo tamaño medio cuadrático de parches es de 149.4 ha y abarca una superficie de 2,684.9 ha (14.1 %) del total de la superficie del corredor. Sobre este corredor destaca la cobertura pastizal, la cual ocupa el 25.7 % (4,885 ha) de su superficie del corredor. El índice de forma (IFP) sugiere formas complejas en los parches de todos los tipos de vegetación. La cobertura bosque de encino en este paisaje es el más vulnerable al efecto borde, obtuvo el valor mayor de la relación perímetro/área (MPAR) con (775.7 m/ha) (Tabla 37).

El corredor de hábitat ANP Sierra de Quila-Sierra de Jolapa (bloque 1 a 5) está compuesto por selva baja caducifolia con 49.1 % (9,320.6 ha) distribuida en 263 parches, mismos que registraron un tamaño medio cuadrático de 574.7 ha; la segunda cobertura en abundancia es el bosque de encino, siendo la cobertura vegetal más fragmentada con 299 parches, abarca una superficie de 6,458.4 ha (34 %) del total de la superficie del corredor y presentan un tamaño medio cuadrático de parches de 373.5 ha. Los parches por tipo de vegetación presentan un índice de forma ponderado complejo (IFP). La cobertura bosque de encino en este corredor es también la más vulnerable a procesos originados por el “efecto borde”, el valor obtenido de la relación perímetro/área fue de 775.7 m/ha (Tabla 37).

Tabla 36. Índices de paisaje obtenidos al interior del cada corredor de hábitat representado por el 3 % de la superficie del área de estudio para el venado cola blanca. ANP Sierra de Quila-ANP La Primavera y ANP Sierra de Quila-Sierra de Tapalpa.

	Tipo de usos de suelo y vegetación (bloque 1 al 2)								
Índice	BPQ	BQP	BQ	SBC	A	P	CA	ASVA	ZU
Superficie (ha)	18.6	5.7	2,688.8	11,143.9	1,624.2	3,334.3	44.6	14.2	24.7
Nump	20.0	1.0	194.0	245.0	296.0	554.0	10.0	6.0	9.0
MPS (ha)	0.9	5.7	13.9	45.5	5.5	6.0	4.5	2.4	2.7
TCP (ha)	4.2	5.7	193.1	712.0	94.4	141.7	14.1	5.8	8.2
TE (km)	7.4	1.4	321.1	771.8	357.5	696.4	10.2	4.3	11.5
MSI	1.3	1.6	1.5	1.6	1.6	1.6	1.6	1.5	2.2
IFP	1.3	1.3	1.4	1.4	1.4	1.4	1.3	1.3	1.4
MPAR (m/ha)	900.4	243.4	726.7	776.5	678.3	660.8	508.0	646.5	684.3
	Tipo de usos de suelo y vegetación (bloque 1 al 3)								
Índice	BPQ	BQP	BQ	SBC	A	P	CA	ASVA	ZU
Superficie (ha)	80.5	109.4	7,594.6	6,555.2	317.6	4,214.9	17.1	24.3	68.3
Nump	45.0	56.0	313.0	311.0	77.0	355.0	4.0	4.0	6.0
MPS (ha)	1.8	2.0	24.3	21.1	4.1	11.9	4.3	6.1	11.4
TCP (ha)	12.0	14.6	429.3	371.7	36.2	223.7	8.6	12.2	27.9
TE (km)	24.7	32.4	726.0	649.9	77.6	668.4	4.7	7.6	11.3
MSI	1.4	1.4	1.5	1.5	1.6	1.6	1.7	2.1	2.0
IFP	1.4	1.3	1.4	1.4	1.4	1.4	1.3	1.4	1.3
MPAR (m/ha)	752.6	809.2	759.5	765.8	676.1	631.2	429.3	875.2	385.2

Nump: Número de parches, **MPS:** Tamaño promedio de los parches (ha), **TCP:** Tamaño medio cuadrático de los parches (ha), **TE:** Cantidad de borde, **MSI:** Índice promedio de forma, **IFP:** Índice de forma ponderado por tamaño de parche **MPAR:** Promedio de la proporción perímetro-Área (m/ha).

Tabla 37. Índices de paisaje obtenidos al interior del cada corredor de hábitat representado por el 3 % de la superficie del área de estudio para el venado cola blanca. ANP Sierra de Quila-Sierra de Cacoma y ANP Sierra de Quila-Sierra de Jolapa.

	Tipo de usos de suelo y vegetación (bloque 1 al 4)								
Índice	BPQ	BQP	BQ	SBC	A	P	CA	ASVA	ZU
Superficie (ha)	149.9	32.9	2,684.9	1,0645.1	468.7	4,885.0	134.3	1.3	36.1
Nump	29.0	20.0	323.0	196.0	190.0	264.0	8.0	4.0	3.0
MPS (ha)	5.2	1.6	8.3	54.3	2.5	18.5	16.8	0.3	12.0
TCP (ha)	27.8	7.4	149.4	760.4	34.0	300.7	47.5	0.6	20.8
TE (km)	33.0	12.8	381.2	805.0	132.2	843.3	22.1	1.0	6.7
MSI	1.6	1.5	1.5	1.7	1.5	1.8	1.8	1.3	2.2
IFP	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	1.5	1.4	1.4	1.4
MPAR (m/ha)	821.5	797.4	741.3	665.0	772.6	638.8	568.0	1037.0	721.2
	Tipo de usos de suelo y vegetación (bloque 1 al 5)								
Índice	BPQ	BQP	BQ	SBC	A	P	CA	ASVA	ZU
Sup. (ha)	284.0	56.4	6,458.4	9,320.6	207.4	2,583.0	19.0	11.5	29.3
Nump	111.0	20.0	299.0	263.0	122.0	393.0	3.0	9.0	3.0
MPS (ha)	2.6	2.8	21.6	35.4	1.7	6.6	6.3	1.3	9.8
TCP (ha)	27.0	12.6	373.5	574.7	18.8	130.3	11.0	3.8	16.9
TE (km)	79.1	16.6	826.5	773.0	72.8	582.9	6.2	4.6	8.2
MSI	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.7	2.1	1.4	2.7
IFP	1.3	1.3	1.5	1.4	1.4	1.4	1.4	1.3	1.4
MPAR (m/ha)	684.2	543.0	775.7	747.0	784.4	664.1	430.8	577.9	524.2

Nump: Número de parches, **MPS:** Tamaño promedio de los parches (ha), **TCP:** Tamaño medio cuadrático de los parches (ha), **TE:** Cantidad de borde, **MSI:** Índice promedio de forma, **IFP:** Índice de forma ponderado por tamaño de parche **MPAR:** Promedio de la proporción perímetro-Área (m/ha).

8 DISCUSIÓN

Para lograr los objetivos del presente trabajo, se desarrollaron varios procesos metodológicos en un Sistema de Información Geográfica (SIG), los cuales incluyeron diferentes técnicas de análisis sobre los patrones espaciales de la cobertura forestal. Con el fin de determinar la conectividad del paisaje del área de estudio de 631,505 ha, se clasificaron de manera supervisada dos imágenes de satélite Landsat 8 OLI, con el propósito de obtener un mapa de uso de suelo y vegetación para caracterizar el estado actual de la cobertura forestal mediante índices de paisaje, incluyendo el índice integral de conectividad en función a dos especies de fauna silvestre; para éstas se definieron mapas de idoneidad y corredores de hábitat.

8.1 Clasificación de imágenes satelitales

Para la clasificación de las imágenes se seleccionaron las bandas originales de la imagen: la banda 2 (azul), 3 (verde), 4 (rojo), 5 (infrarrojo cercano, NIR), 6 (infrarrojo medio 1, SWIR1) y 7 (infrarrojo medio 2, SWIR2), por haber presentado el mejor resultado de clasificación comparado con otras imágenes compuestas, como la banda del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), una banda creada a partir del Análisis de Componentes Principales (ACP) y tres bandas resultado de la Transformación Tasseled Cap (TTC). A pesar que Ordoñez y Serna (2015) sugieren el uso del NDVI para obtener un mayor conocimiento de la vegetación presente en la zona de estudio, la utilización de este índice, además del ACP y la TTC, no fue significativa en la mejora o realce de las características vegetales como la reducción de componentes o bandas, luz reflejada, brillantez, verdor o humedad y ni en el aumento de la fiabilidad global.

En este trabajo se definieron nueve clases de cobertura, sin embargo, sólo se consideraron siete para la clasificación automática, las otras dos clases (cuerpo de agua y zona urbana) fueron reasignadas una vez que se vectorizó la imagen resultante. La decisión de utilizar un menor número de clases empleando imágenes Landsat, obedece a reducir la confusión espectral entre grupo de clases y así aumentar la fiabilidad global,

tal como lo refiere Tadeo (2015), quien sugiere la definición de menos de 15 clases para la clasificación de imágenes que presenten paisajes con alta heterogeneidad, a fin de garantizar obtener un valor mayor en la precisión. Mas *et al.* (2003) recopilan la consideración de varios autores en el sentido de que existen dos tipos de error en las imágenes clasificadas; los errores temáticos o errores de atributo y los errores geométricos (de posición) en la delimitación de los polígonos o la ubicación de los píxeles; además ambos están estrechamente ligados y es difícil separarlos. Un tercer error potencial lo distinguen Aspinall y Pearson (1995, cit. en Mas *et al.*, 2003) en los mapas temáticos, el cual se atribuye a la heterogeneidad que existe dentro de un polígono y/o píxel.

La precisión global de la clasificación fue de 64.4 por ciento y el valor del índice de Kappa fue de 0.57, sin embargo los valores de precisión del usuario para algunas de las clases de coberturas forestales como el bosque de encino-pino (40.7 %) y el bosque de encino (41.9 %) fueron de menor precisión; estos resultados pueden deberse a que las coberturas mixtas basadas en la dominancia de un género u otro, como es el caso del bosque de encino-pino, no presentan límites de cobertura bien definidos al momento de definir las áreas de entrenamiento; este hecho también lo deduce Congalton (1991), ya que en este tipo de coberturas es muy probable encontrar confusión entre una clase y otra. La delimitación de las clases en campo es gradual y el criterio botánico es arbitrario al no presentarse un límite natural que pueda ser representado en el mapa. De igual manera el bosque de encino, dominado principalmente por la especie *Quercus resinosa*, tuvo confusión con la clase mixta de bosque de pino-encino, lo anterior coincide con lo expresado por Arizaga *et al.* (2009), quienes deducen que la confusión se debe a la propia fenología de alguna especie en particular, por la peculiaridad del patrón en la forma, coloración y duración de las hojas. Con respecto a la precisión del productor de las coberturas de bosque de pino-encino (70.4 %), bosque de encino (78.3 %) y selva baja caducifolia (76.1 %) a estas se les califica como aceptable. A fin de referir otros trabajos clasificatorios supervisados del territorio con el uso de imágenes Landsat entorno al área de estudio y comparar la cuantificación de la exactitud de forma más objetiva con base en la extensión del terreno y de clases, se puede citar el realizado por

Villavicencio *et al.* (2016) en el ANP Sierra de Quila y zona de influencia en el estado de Jalisco; los autores obtuvieron una fiabilidad global en el mapa de vegetación de 79.4 % en una superficie de estudio de 67,625 ha. En este mismo contexto, el índice estadístico de Kappa (*k*) total fue 75 %, además las coberturas vegetales que se registraron fueron cinco, la cobertura predominante fue la selva baja caducifolia y obtuvo un confiabilidad del productor de 88.9 % y de usuario de 86.6 %, seguida del bosque de pino-encino con valores de confiabilidad de productor de 89.5 % y de usuario de 71.8 %; el bosque de encino obtuvo 50 % y 80.6 % respectivamente; por lo tanto los valores obtenidos del productor del mapa pueden afirmar para este tipo de cobertura, que el 50% de las veces, esta última cobertura fue identificada como tal, por otra parte, el usuario de este mapa encontrará que el 80.6 % de las veces, un área que visite que el mapa refiera como bosque de encino en realidad lo será. En otro estudio, el mismo autor clasificó de manera supervisada una imagen Landsat 7 del mes de enero del año 2000, para el mapeo de la cobertura vegetal y uso del suelo del área protegida Sierra de Quila, la precisión global promedió fue de 83 %, obtenida sobre una superficie local de 14,168 ha (Villavicencio, 2004). En general, mientras más reducida u objetiva es el área clasificada, la fiabilidad conlleva un incremento.

Con respecto a la precisión del usuario de la cobertura no forestal, la clase pastizal fue la clase con menor precisión (38.2 %) debido a la confusión que prevalece con la clase de agricultura. Lo anterior se debe al variado estado y condición que muestran las clases a lo largo de su periodo de ocupación en el terreno. En el caso de los pastizales, desde el punto de vista de su aprovechamiento, la cobertura vegetal puede ser consumida directamente por el ganado o en el caso de la agricultura puede ser reducida mediante el corte de la cosecha. Al respecto Moore (2011) también coincide en que la cantidad de estados que pueden presentar las clases agrícolas y de pastizal muestra un patrón de variación en el terreno muy difícil de captar. Con respecto a la clase área sin vegetación aparente, esta presentó confusión con la clase de agricultura y se debe también a los cambios estacionales como el periodo seco, en el que suele no estar presente la cobertura vegetal.

Maldonado *et al.* (2016) realizaron un análisis multitemporal de imágenes Landsat 5 y Landsat 8 para detectar zonas degradadas por el coleóptero descortezador *Ips confusus* en un bosque de *Pinus cembroides*, con una superficie de 1,030 ha durante el periodo del año 2000 al 2014 en la región central del estado de Chihuahua. Los autores realizaron una clasificación supervisada con una imagen Landsat 8 con el método de máxima probabilidad; posteriormente validaron su resultado a partir de puntos de referencia tomados en campo y mediante fotointerpretación en imágenes de alta resolución proporcionadas por Google Earth. Obtuvieron una confiabilidad global de 90 % utilizando 253 puntos de control a través del muestreo estratificado utilizando en su mayoría 50 puntos por clase (5); Congalton (1991) sugiere el uso mínimo de 50 muestras por cada tipo de vegetación o uso del suelo, y de 75 a 100 cuando el área de estudio es superior a 400,000 ha o si se determinan más de 12 clases. Maldonado *et al.* (2006) parecen seguir la recomendación anterior, de incluir 50 muestras en la matriz de confusión para evaluar la confiabilidad de la clasificación; por lo contrario, para el presente estudio se utilizaron 3,095 muestras en siete clases para una superficie de más de 6,300 km², concentrando el mayor número de muestras sobre las principales coberturas con una distribución aleatoria.

8.2 Índices de ecología del paisaje

El uso de índices de paisaje sobre el mapa de uso de suelo y vegetación ayuda a describir los patrones en composición, estructura, función y distribución espacial de las coberturas a nivel de clase y de paisaje, lo que permite mediante criterios abordar la identidad, tamaño, complejidad, funcionalidad, distribución, evolución y/o dinámica, grado de aislamiento y enlace de los parches. Los indicadores, en su caso los índices, fueron agrupados en medidas de área, composición, borde, forma, configuración y diversidad. A nivel de paisaje (conjunto del paisaje), se contabilizaron 37,393 parches distribuidos en nueve clases. El índice de Shannon (SDI) resultó de 1.63, por lo tanto el área de estudio es categorizada como baja en riqueza y alta en abundancia en algunas de las clases, tal como el pastizal (10,750 parches), el bosque de encino (7,684 parches) y la selva baja caducifolia (7,145 parches). Estas tres coberturas, predominaron no solo en las medidas de área, superficie (CA) y número de parches (Nump), sino también en la medida de borde (TE); las coberturas reflejan por ende, ser las más fragmentadas. La

fragmentación en el paisaje amenaza la diversidad biológica al reducir la conexión entre los hábitat, así lo mencionan Imbernon *et al.* (2005), quienes analizaron la fragmentación y conectividad de las cubiertas forestales con base en datos de uso de las tierras en El Salvador, y observaron que el 26 % de los bosques están muy fragmentados y son vulnerables a perturbaciones antrópicas, sobre todo en los bosques de galería, bosques mixtos de coníferas y caducifolias y bosques siempre verdes. A su vez, hacen evidente la función conectiva de los bosques de galería de mangle y de otras especies caducifolias, ambas coberturas consideradas como vulnerables y resaltan como imprescindible la propuesta de corredores lineales a lo largo de los cauces que permitan conectar unidades de conservación.

Los parches de cobertura forestal pequeños limitan la capacidad de mantener poblaciones a corto, mediano y largo plazo, razón por la cual dejan de ser del interés cuando se trata de considerarlos como parte de una estrategias de conservación y/o conectividad; en este sentido, y relacionando el tamaño medio cuadrático de parches (TCP), los parches superiores a 500 hectáreas de la cobertura de bosque de pino-encino ocupan el gradiente altitudinal más alto (de 2,060 a 2,900 metros), seguido del bosque de encino-pino, aunque sus parches de mayor superficie (100 o más hectáreas) se sitúan entre los 2,100 y 2,400 metros. Los parches mayores a 1,000 hectáreas del bosque de encino se sitúan sobre un rango de 1,500 a 2,300 m; mientras que para la selva baja caducifolia estos se encuentran entre 1,350 y 1,700 metros; según Villanueva (2007) los parches más grandes siempre se consideraran más relevantes desde el punto de vista estructural y funcional, por el contrario, los parches que acentúan la fragmentación en las partes bajas del área de estudio, en su mayoría ocupadas por zonas de cultivo y pastizales, se atribuyen en gran medida a la cobertura de bosque de encino, la cual presentó el mayor número (5,055) de parches menores a una hectárea distribuidos sobre un rango altitudinal de 900 hasta 2,900 metros, asimismo ocurrió para la selva baja caducifolia, ya que se clasificaron 4,181 parches menores a una hectárea sobre una altura entre 890 y 2,200 metros. Un escenario similar lo reportaron León y Granados (2013), quienes evaluaron la fragmentación del bosque de la subcuenca del río Tapezco en Costa Rica con el fin de contribuir al mejoramiento y preservación del recurso hídrico; los

autores concluyeron que en la parte alta de la subcuenca los parches forestales poseen formas más regulares y de mayor tamaño, lo que ha generado una mejor conectividad y continuidad de la cobertura y por lo tanto una menor fragmentación; mientras que en la parte baja y debido a una mayor ocupación humana y variedad en el uso de la tierra se presentó una mayor fragmentación.

Una medida de forma más, relacionada con el “efecto de borde”, es el índice de la proporción perímetro-área (MPAR), la cobertura con el valor más alto lo presentó el bosque de encino-pino y en orden descendente le siguen el bosque de encino, el bosque de pino-encino y la selva baja caducifolia, por tal motivo las convierte en las coberturas más vulnerables al tener efectos negativos de sus orillas; sobre todo para la cobertura de selva baja caducifolia, ya que es la cobertura en la que sus bordes colindan ampliamente con otras áreas de uso intensivo del suelo u otras zonas no forestales; así también lo demuestra el cálculo de la distancia promedio de los parches forestales con otras coberturas no forestales, donde la selva baja caducifolia promedió 43 metros, mientras que para las coberturas de bosque de encino, bosque de pino-encino y bosque de encino-pino fueron 122, 324 y 401 metros respectivamente. Esta condición pone en riesgo la calidad de hábitat para las especies de fauna silvestre en estudio, ya que la selva baja caducifolia es uno de los hábitats más idóneos. Al respecto, Santos y Tellería (2006), ejemplifican que las matrices agrícolas alteran drásticamente las condiciones microclimáticas de los fragmentos forestales a los que rodean, como el aumento de la insolación, intensidad lumínica, evaporación, sequedad del suelo y exposiciones al viento y contaminación, que son los principales factores que modifican las condiciones ambientales propias del interior de un hábitat; asimismo favorecen la invasión de muchas especies generalistas o bien propias de un hábitat sometido a algún tipo de perturbación.

De acuerdo al índice de dispersión (R_c), dentro del área de estudio las coberturas de bosque de encino y selva baja caducifolia presentaron un patrón de distribución espacial uniforme, por consiguiente este tipo de distribución le favorece a las especies de fauna silvestre en estudio (ocelote y venado cola blanca), debido a que ambas coberturas

ocupan para las especies los primeros sitios como hábitat preferente (Guerrero, 2016, Mora, 2016 y Hernández, 2016); el que una especie se encuentre en un hábitat determinado dependerá de su nicho ecológico, el cual engloba todo el rango de condiciones ambientales a las cuales la especie está adaptada (Jardel, 2015). Por el contrario, las coberturas de bosque de pino-encino se distribuyen aleatoriamente y el bosque de encino-pino se distribuye de manera agregada, es decir, solo en algunos de los sectores dentro del conjunto del paisaje; en este sentido, Jardel (2015) menciona que los tipos de hábitat o cobertura varían espacialmente a través de gradientes de factores ambientales limitantes como la temperatura, el agua y los nutrientes, que son el resultado de la variación espacial en las condiciones del clima, la geomorfología y el tipo de suelo. También de manera general, Romero (2005) señala que el conocer la distribución o arreglo espacial que tienen los parches de las diferentes clases paisajísticas representadas en un territorio, ofrecerán un elemento de análisis que ayudan al diagnóstico histórico y actual del manejo de un sistema ecológico territorial.

El índice integral de conectividad (IIC) se evaluó con la unificación de todos los tipos de coberturas forestales clasificadas en el área de estudio, de esta manera se utilizó la misma capa de cobertura forestal en función de cada especie de fauna silvestre (ocelote y venado cola blanca). El valor de importancia relativa de *dIIC* para ambas especies fue de 99.6, un valor muy alto de conectividad que se concentra en un solo parche forestal el cual ocupa 305,953 ha (87.4 %), del total de la cobertura forestal en el mosaico del paisaje (350,102 ha) representada en 2,330 parches (Figura 61). Por lo tanto, dada la importancia de este parche, debe prestarse atención a las presiones derivadas de las actividades humanas en el área, ya que estas podrían llegar a comprometer la integridad ecológica del hábitat, sobre todo en algunas zonas de riesgo, por ejemplo, las coberturas forestales que se encuentran separadas entre sí y con interacción con una matriz de actividades antrópicas, que se observaron alrededor del ANP Sierra de Quila, las cuales pueden afectar a la degradación del hábitat a corto plazo, a través de la fragmentación y por ende pérdida de conectividad hacia otros espacios naturales (Figura 62).

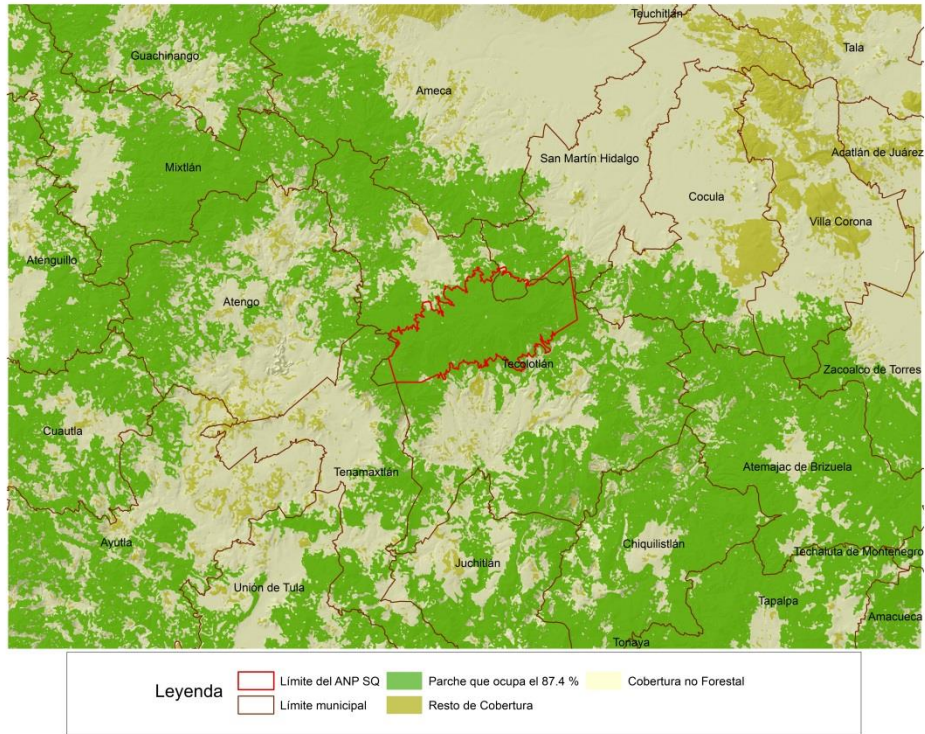


Figura 61:Parche que ocupa el 87.4 % del total de la cobertura forestal en el paisaje.

Se detectaron cuatro principales Zonas de Riesgo (ZR), que pueden afectar la conectividad alrededor del ANP Sierra de Quila: la primer ZR se localiza en la parte noreste del polígono del ANP ubicada en el municipio de Cocula; la segunda ZR se ubica al sureste del polígono y pertenece al municipio de Tecolotlán, la tercer ZR esta al sur y suroeste en el mismo municipio y el cuarto punto (ZR) al noroeste del mismo municipio (Figura 62).

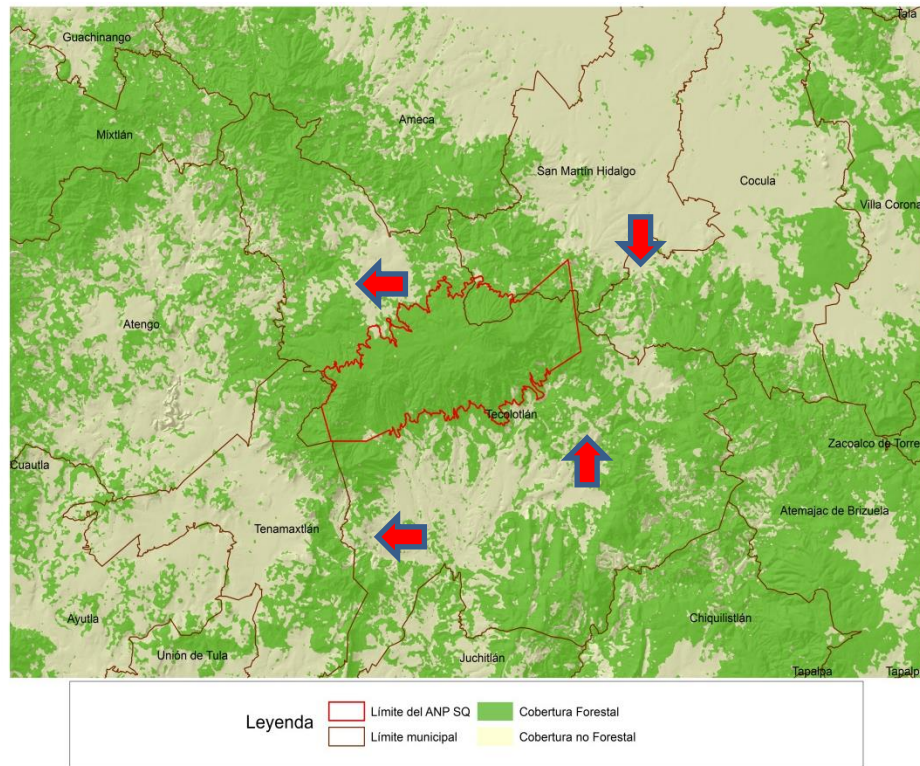


Figura 62: Zonas de riesgo alrededor del ANP Sierra de quila.

A pesar de identificarse estas zonas de riesgo entorno al ANP, otros estudios denotan la importancia de esta ANP como conector del complejo forestal regional; por ejemplo, Villavicencio *et al.* (2009) realizaron un estudio para determinar el grado de conectividad forestal, incluyendo cuatro áreas naturales protegidas (Bosque La Primavera, Nevado de Colima, Sierra de Manantlán y Sierra de Quila), de la parte centro del estado de Jalisco utilizando el IIC con distancias de desplazamiento de 1, 6 y 12 km para tres especies de fauna sobre la carta de uso de suelo y vegetación del Inventario Nacional Forestal del año 2000; resaltando que la Sierra de Quila, el Nevado de Colima y la Sierra de Manantlán contenían un valor de importancia relativa de *dIIC* de 77, destacando estos complejos cerriles por su alto valor de importancia que representa para la conectividad en el estado.

Otros estudios referentes a la conectividad de hábitat realizados en México son por ejemplo, el de Correa *et al.* (2014) donde hacen una comparativa evaluando los cambios en la conectividad del paisaje para diferentes años (1975, 1996, 2000, 2003 y 2008) en la

región del Lago Cuitzeo (Michoacán y Guanajuato) sobre una superficie de 4,000 km² utilizando el IIC y distancias dispersivas aplicadas para el lince rojo (*Lynx rufus mexicana escuinapae*), y el “cacomixtle” (*Bassariscus astutus*). El índice integral de conectividad mostró valores bajos en todos los periodos y para ambas especies, en general el menor valor del IIC para ambas especies se obtuvo en 1975 con un índice que se estabilizó entre 1996 y 2003 con valores de 0.0012 y alcanzó el valor más bajo de 0.0007 en 2008. Un solo parche de hábitat del lince rojo fue modelado dentro de la categoría de importancia de conectividad muy alta (85 %) con una extensión promedio de 20,832 ha, correspondiente al 35 % de todos los parches de hábitat para la especie. Noventa y siete por ciento de los parches de hábitat del lince rojo tenían poca importancia para la conectividad y las extensiones medias relativamente bajas (aproximadamente 36.6 ha); para el cacomixtle, sólo un parche de hábitat con una extensión de 5,729 ha correspondiente al 10.3% de la superficie total del parche del hábitat se clasificó en la categoría de muy alta importancia para la conectividad. A pesar de que este análisis se realizó de manera multitemporal, se deduce que los valores de IIC en 2008 para ambas especies fueron bajos; el IIC categorizado como muy bajo para el ocelote y el venado cola blanca fueron de 0.1248 y 0.1250 respectivamente, asimismo dentro del área de estudio se presenta un solo parche que ocupa la categoría de muy alta conectividad para ambas especies representando el 87.5 % de la cobertura forestal del mosaico del paisaje del área de estudio (6,315 km²). En contraste a la escala del área de trabajo y de manera específica sobre un tipo de vegetación, López (2010) evaluó la conectividad estructural y funcional del bosque mesófilo de montaña (BMM) en Veracruz, México con base a dos especies de fauna silvestre, la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y el puercoespín (*Sphiggurus mexicanus*); seleccionó cuatro ventanas circulares (Yerbabuena, Xico, Cosautlán e Ixhuacán), cada una de 50 km² y en suma, ocupan el 15 % del total del área de estudio (1,325 km²). El autor utilizó umbrales de dispersión de: 100, 200, 400, 800 y 1600 m. El IIC representado para las dos especies fue bajo en todas las ventanas; sin embargo para el puercoespín en Cosautlán presento el mayor valor de conectividad de 0.181, mientras que para la zorra gris los valores más altos se encontraron en Cosautlán de 0.655 y Yerbabuena de 0.438 para un umbral de dispersión de 400 m. En este contexto, López (2010) empleó diversos rangos de

dispersión en función a distancias umbrales, sin embargo la necesidad de proveer un valor más objetivo sobre la distancia de dispersión que ocupa la especie en estudio hace más preciso el cálculo de los valores relativos que el IIC designe a cada parche de hábitat; según cita Sutherland *et al.* (2000), las distancias de dispersión de las especies son un elemento fundamental de la demografía, dispersión de la población, colonización y flujo genético de las mismas; en este estudio, solo se emplearon las distancias medianas (por ser menos sensible que la media a oscilaciones de los valores de una variable) de dispersión y se basan en la revisión bibliográfica sobre estudios en México; estas se calcularon en 2.1 km para el ocelote y 1.1 km para el venado cola blanca. Otros autores refieren el uso de distancias medias y máximas para evaluar la importancia de los parches y su contribución a la conectividad del hábitat del oso pardo europeo (*Ursus arctos arctos*) en la Cordillera Cantábrica en España (Sánchez *et al.*, 2013); incluso se pueden llegar a emplear distancias de dispersión mediana y máxima desarrollados de modelos de estimación para algunos mamíferos, aves, anfibios y mariposas (Sutherland *et al.*, 2000, Bowman *et al.*, 2002, Smith y Green, 2005, Stevens *et al.*, 2013 y Whitmee y Orme, 2013), algunos en función de la masa corporal, tipo de dieta u otros rasgos como ámbito de hogar, tamaño del rango geográfico, entre otros. En Costa Rica, por ejemplo, Chassot *et al.* (2011), analizaron el grado de conectividad entre diferentes nodos y unidades de ecosistema natural (iguales o mayores a cinco hectáreas y aplicando un umbral de dispersión de 500 metros), para determinar cuáles de estos cumplen con las funciones más importantes en relación a la conectividad que presentan y la importancia e implicaciones que esto significa en términos de movilidad para las especies de fauna locales. Los resultados indicaron los nodos más importantes del paisaje que corresponde a las áreas de mayor cobertura boscosa y están ubicadas en la porción oriental del Refugio Nacional de Vida Silvestre (RNVS) Maquenque, así como en el sector occidental del mismo refugio y en la zona costera del Parque Nacional (PN) Tortuguero y del RNVS Barra del Colorado. En general los nodos de conectividad de mayor importancia (mediana, alta y muy alta) están representados en el sistema de ANP con el 50.2 % resaltando la importancia fundamental como elemento conector la ubicación del RNVS Maquenque en el contexto del paisaje y en relación a todas las demás áreas silvestres protegidas del área de estudio.

Dentro del mosaico del paisaje del área de estudio y para ambas especies (ocelote y venado cola blanca), los parches de hábitat juegan una papel casi similar debido a su función, su posición topológica y las características intrínsecas del hábitat, tal como se cuantifican en las tres fracciones del IIC, que son los valores relativos de *intra* (disponibilidad de hábitat del parche), *flux* (importancia del parche como medio de flujo hacia otros parches) y *connector* (importancia del parche como conector entre el resto de parches). De acuerdo a De La Cruz y Maestre (2013), la contribución de cada una de estas fracciones a la disponibilidad global del hábitat y la conectividad va a depender de los atributos de las especies, por ejemplo, si son especies con baja movilidad (habito hogareño pequeño) o con grandes capacidades de dispersión. Para este estudio, se utilizaron distancias de dispersión de 2,100 y 1,100 m para el ocelote y venado cola blanca, la fracción *intra* para ambas especies es muy alta, ya que se ocupa el 87.5 % de la cobertura forestal representada en un solo parche de hábitat, por el contrario se registraron 2,321 parches (5.5 % de la cobertura forestal) con muy baja disponibilidad de hábitat, de estos 563 parches poseen una superficie menor a una hectárea. En el caso de los parches como medio de flujo o *flux* se observó para ambas especies que las unidades localizadas al noreste del ANP Sierra de Quila presentan valores desde muy bajos hasta altos, por lo que esta zona se podría considerar como una de la más críticas y por lo tanto prioritaria para el mantenimiento de la conectividad; la fracción *connector* para ambas especies resultó alta en el 90 % de la superficie de la cobertura forestal contenida en un solo parche; por el contrario para el ocelote el 7 % de la superficie (24,799.8 ha) distribuida en 2,325 parches, se califica con muy bajo valor como elementos conectores, para el venado cola blanca los parches con muy baja importancia se reducen a 2,303 (18,958 ha) (ver Figuras 29,30,31 y 33,34 35). Considerando estas dos especies animales con capacidades dispersivas intermedias, la fracción *connector* puede ser más importante o dominante que las fracciones *intra* o *flux*, como lo menciona De La Cruz y Maestre (2013), que a distancias de dispersión intermedias (en relación con el patrón y configuración espacial del hábitat en el paisaje) la pérdida de un determinado parche o corredor, puede tener un impacto mayor debido a la capacidad de las especies por alcanzar otros parches de hábitat. De la misma manera Saura *et al.* (2011) señalan que las fracciones del IIC, permiten obtener una visión adicional y directa sobre la

disponibilidad de hábitat y la funcionalidad de cada uno de los parches para la dispersión animal en el paisaje y, de la misma manera se pueden identificar aquellos parches críticos que sustentan la conectividad en el paisaje y como en un escenario futuro negativo, éstos disminuyen o desaparecen, como pueden afectar los requerimientos o necesidades del animal (sobrevivencia, crecimiento y reproducción).

Otro caso de estudio en México es el realizado por Aguilar *et al.* (2014), quienes evaluaron la conectividad del hábitat viable del paisaje en la Sierra de Los Tuxtlas, México, en donde calcularon diferentes índices, entre estos el IIC, utilizando distancias de dispersión de 2, 6 y 12 km para especies de fauna presentes en el lugar; a partir de una imagen Landsat 7-ETM obtuvieron el mapa de vegetación y uso de suelo definido en unidades de interpretación mínimas a tres hectáreas, y que contara con clases de vegetación primaria conservada o secundaria en regeneración con un manejo de baja intensidad como hábitat viable. Se identificaron 1,479 unidades de hábitat viable, las cuales cubrían el 20 % del total del paisaje; de acuerdo con el IIC, se categorizaron 367 unidades como de muy alta importancia para la conectividad, de estas, el 80 % fueron de selva manejada y el 20 % restante de vegetación natural conservada. Para la distancia de 12 km, las unidades adquirieron una mayor relevancia por el flujo (*flux*) potencial que representaron; el componente *intra* llegó a aportar entre 10 y 20 % del valor y el componente *connector* entre 2 y 5 %. Para la dispersión de 6 km, el índice IIC mostró que todas las unidades reflejaban una muy alta conexión con el resto de las unidades; el máximo aporte en el componente *intra* fue del 22 % y para el componente *connector* el 3 %. Finalmente para los rangos de dispersión de 2 km, el índice mostró solo tres fragmentos de alta importancia por ser conectores, el resto lo fue por su flujo y el componente *intra* que aportó el 26 %. En este contexto, cada fracción del *dIIC* indica la contribución o importancia que tiene cada parche en el mosaico del paisaje, para el área de estudio, el venado cola blanca y el ocelote no superan la distancia de dispersión ponderada de 1.1 y 2.1 km respectivamente. De esta manera para el venado cola blanca el componente *intra* y *flux* lo aporta en su mayoría un solo parche que incluye el ANP Sierra de Quila con 87.5 % para ambas fracciones, el elemento *connector* es representado con solo cinco parches, los cuales ocupan el 90.4 %; para el ocelote se

presenta un escenario similar al del venado cola blanca, con los componentes *intra* y *flux* la suma porcentual es igual y para el mismo único polígono, los enlaces conectores son representados por dos elementos que contribuyen de manera significativa (alta) como parches puente debido a su posición topológica (89.9 %).

Como lo señalan Saura y Rubio (2010), que dentro de las estrategias de conectividad es importante reconocer que algunos parches dispersos en la zona pueden servir como sitios de paso, siendo esto más deseable, que la desaparición total de las coberturas originales; estos sitios de paso son utilizados para llegar a otros parches de hábitat en lo cual también se debe considerar importante que la distancia entre parches y sitios de paso no sean tan largos, ya que es probable que no sea utilizada por los individuos. Asimismo Dramstad *et al.* (2005) aseguran que la pérdida de un pequeño parche, intermedio entre otros parches, cuya función es ser punto de apoyo para el movimiento de las especies, inhibe el movimiento y por lo tanto, incrementa el aislamiento entre parches. Además mencionan que un parche pequeño que está conectado a la red de corredores tiende a tener un número ligeramente mayor de especies y una menor tasa de extinción que un parche del mismo tamaño que este separado de la red. García *et al.* (2011) concluyen que los procesos como la pérdida y la fragmentación de los bosques nativos comprometen la conectividad y por ende la integridad ecológica del hábitat de las especies animales, una vez que evaluaron la conectividad del hábitat del tapir en Guatemala utilizando el IIC para analizar la importancia de los remanentes o parches de bosque en el mantenimiento de la conectividad del hábitat del tapir, así como sus implicaciones para el manejo y conservación de la especie. Adicionalmente, De La Cruz y Maestre (2013) sugieren que la continuidad física (estructural) del hábitat garantiza la conectividad para las especies menos móviles y más sensibles a los efectos de la fragmentación, y una vez garantizada la posibilidad de dispersión de estas, se asume que también quedará asegurada para el resto de especies con mayores capacidades de movimiento.

8.3 Corredores de hábitat

Antes de llevar a cabo la delimitación de los corredores de hábitat, fue necesario obtener un modelo predictivo de idoneidad de hábitat del área de estudio, para lo cual, se interrelacionaron cinco variables de fricción: la capa de uso del suelo y vegetación, la elevación, el relieve y las distancias a carreteras y zonas de población. Estas mismas variables se utilizaron para la modelación del mapa de idoneidad de hábitat para cada especie (ocelote y venado cola blanca); sin embargo, los valores intrínsecos de cada capa fueron diferentes para cada especie y estos se sustentaron mediante consulta bibliográfica, la obtención de registros de catálogo de especies y el valor promedio designado por tres especialistas en el conocimiento y manejo de estas especies animales. De acuerdo a Delfín *et al.* (2009), Grigione *et al.* (2009), Flores *et al.* (2013a), Carranza y Oseguera (2014), Alonso *et al.* (2014) y Delfín *et al.* (2014), estas variables son consideradas como de las principales para llevar a cabo modelaciones para la caracterización del hábitat y por consiguiente ser utilizadas en el diseño de corredores, ya que refieren la importancia o no de atributos y su variación en el espacio.

Cabe resaltar que los registros de los catálogos se obtuvieron a nivel nacional, por lo que muchos de éstos podrían diferir debido a las propias condiciones orográficas, de vegetación, de altura e infraestructura que le caracteriza al área de estudio en comparación a otros sitios del país y al diferente comportamiento que pueden tener las diferentes poblaciones de ocelote y venado cola blanca. A pesar de lo anterior, los expertos coincidieron en su opinión con las connotaciones encontradas en la revisión bibliográfica, por ejemplo, para el ocelote el mayor peso de importancia para la variable tipo de vegetación fue para la cobertura de selva baja caducifolia, seguido del bosque de encino y el bosque de encino-pino; a la selva baja caducifolia la refieren como hábitat preferente del ocelote, junto con la selva mediana, los siguientes trabajos también lo confirman: López *et al.* (2003), Jiménez (2007), Armella y Yáñez (2011), Gallina y López (2011), Martínez *et al.* (2011), Martínez *et al.* (2012), Moreno *et al.* (2012), Valdez *et al.* (2013), Martínez (2013) y Palomo *et al.* (2014). De manera particular Ramírez *et al.* (2014) georreferenciaron al ocelote por medio de cámaras trampa en el bosque de encino del ANP Sierra de Quila, de la misma manera Ramírez *et al.* (2010),

López *et al.* (2012) y Velazco y Peña (2015) reportaron la presencia de la especie sobre este tipo de vegetación.

Con respecto a la altitud, el mayor número de registros de presencia de ocelote se sitúa entre 0 y 100 msnm, con preferencia en las planicies o pendientes suaves, como también lo documentaron Jiménez (2000) y Martínez (2009), quienes señalan que la calidad de hábitat es excelente sobre terrenos con pendientes de menos de 15 grados; asimismo se determinó que la especie evita el acercamiento a las carreteras y zonas urbanas. Para el venado cola blanca la preferencia por el tipo de vegetación fue diversa; los ecosistemas conformados por bosque templado y la selva baja son marcados como preferentes, sin embargo en la selva mediana también se le atribuyeron un número significativo de registros, tal como lo mencionan Sánchez *et al.* (1997), Álvarez y Medellín (2005), Gallina *et al.* (2007), Buen Rostro *et al.* (2008), Delfín *et al.* (2014), Hernández (2014) y Gallina *et al.* (2014), quienes también algunos autores refieren su presencia en las áreas agrícolas. En estudios que relacionan cotas altitudinales de registros de venado cola blanca, se observaron en su mayoría preferencias de altitud por arriba de los 1,500 m; en este contexto, se coincide con los estudios de Ortiz *et al.* (2006), Medina *et al.* (2008), Sánchez *et al.* (2009) y Camargo y Mandujano (2009). Aunque también se encontró otro importante número de registros que van desde el nivel del mar hasta los 100 m, utilizando las planicies hasta las pendientes suaves a pronunciadas, así como con preferencias de distancias a carreteras y zonas urbanas mayores a 2,000 m (Tejeda, 2009 y Ceballos y Oliva, 2005); más sin embargo, comparando el análisis de estos registros para ambas especies, el venado cola blanca frecuentemente suele acercarse a estos lugares más que el ocelote, aunque también los registros del ocelote indican acercamiento, pero este con una menor frecuencia.

Sobre las variables ambientales consideradas para este estudio, la vegetación es para ambas especies de fauna la principal; como variable de fricción se ponderó con más del 65 % de “peso” o importancia, seguida de la capa de elevación del terreno y la de relieve. Sobre la primera variable Vargas (2013), Martínez (2009), Delfín *et al.* (2009), Hernández *et al.* (2011), Gallina *et al.* (2014) e Isaacs (2011), destacan que la

composición y estructura de la vegetación es un factor clave de hábitat para ambas especies además de la altitud, la cual mantiene una estrecha relación con la distribución de los tipos de vegetación y la pendiente. La distancia a caminos y la distancia a centros de población son otros factores antrópicos que pueden influenciar en el comportamiento, presencia u hábitat de los animales, ya que al no tener cobertura son considerados factores de presión y cambio, además de la susceptibilidad que presentarían ambas especies encontrándose en lugares abiertos.

En la variable uso de suelo y vegetación, a la clase de cobertura zona urbana, no se le asignó ningún valor de fricción debido a que esta no es considerada como una clase vinculada al tipo de hábitat de la especie en estudio; sin embargo, si se consideró como una variable de fricción independiente (distancia a zona urbana), ya que esta se considera como un variable que sí influye en el desplazamiento de las especies. Sobre la clase de cuerpo agua, esta sí es considerada importante para las especies en la realidad, porque cumple con la función de proveer líquido consumible; sin embargo como una condición de hábitat no fue considerada como importante para los expertos. Por la asignación de dichos valores y diferentes opiniones de los expertos, como resultado se obtuvieron diferentes mapas de hábitat, una vez analizados y en acuerdo con los expertos se seleccionaron los más adecuados para el hábitat de cada una de las especies; una vez definidos estos mapas posteriormente fueron insumo para el modelo del corredor.

Para este estudio se generalizaron como factores físicos, el tipo de uso de suelo y vegetación, la altitud y la topografía y, como factores antropogénicos, la distancia a carreteras y la distancia a zonas urbanas, sin considerar la densidad poblacional de las zonas urbanas y por otro lado, utilizando solo la red de carreteras pavimentadas debido a que las brechas y los caminos de terracería pueden ser utilizadas por ambas especies para desplazarse (Guerrero, 2016, Hernández, 2016 y Mora, 2016). Al respecto, Kilgo *et al.* (1998) y Jiménez (2000) concluyeron que los bosques maduros (proveedores de cobertura) son un hábitat excelente para el venado; mientras que el ocelote tiene preferencias determinando una calidad de hábitat excelente en áreas lejanas a carreteras

y centros de población; también De La Cruz y Maestre (2013) coinciden que las características más relevantes para proveer una mayor o menor permeabilidad en la matriz del paisaje al movimiento de las especies, el tipo de cubierta o usos del suelo, la topografía, el grado de influencia antrópica y la presencia o no de infraestructuras varias son factores importantes a tomar en cuenta.

Con el uso del programa Diseñador de Corredores se obtuvo un mapa de idoneidad de hábitat para cada especie construido a partir de las capas de las variables de fricción, con estas se reconocen las zonas que podrían ser usadas por el ocelote y el venado en el área de estudio. Para el ocelote, las zonas de alta idoneidad abarcan la cobertura de selva baja caducifolia principalmente, como vegetación óptima, y la cobertura de bosque de encino como subóptimo a altitudes que van desde los 1,200 a los 1,600 m en el área de estudio; ocasionalmente podría ocupar la cobertura de bosque de encino pino que se encuentran mayor a los 1,600 m. En el caso del venado cola blanca, este ocupa las mismas coberturas que el ocelote como hábitat óptimo y subóptimo, además de la cobertura de bosque de pino encino que se distribuye hasta los 2,900 m en el área de estudio. Carranza y Oseguera (2014) también citan estos tipos de vegetación como preferentes u óptimos en un análisis que realizaron con el objetivo de definir áreas con potencial para el establecimiento de corredores biológicos, priorizando la conectividad del ecosistema para especies del género *Abronia*, especies de la familia de los felinos (entre estos el ocelote), de los murciélagos nectarívoros, las salamandras y el venado cola blanca en la región de la Mixteca Oaxaqueña. Los autores emplearon un SIG y la herramienta *Corridor Design* para definir mapas de idoneidad de hábitat a partir de registros de fauna y opinión de expertos para definir los valores intrínsecos de las variables de altitud, pendiente, distancia a carreteras y uso de suelo y vegetación; posteriormente determinaron las mejores zonas para la creación de los corredores en el tipo de vegetación más recurrente.

De acuerdo a la categorización de superficies del mapa de idoneidad de hábitat generado para el ocelote en el área de estudio, casi la mitad de la superficie (45.2 por ciento) será fuertemente evitada o bien, absolutamente de no hábitat, el 23.1 por ciento

lo ocupan superficies que ocasionalmente podría utilizar y solo el 31.5 por ciento del territorio contiene áreas óptimas y subóptimas para la especie. Por lo contrario, para el venado cola blanca, más de la mitad de la superficie del área de estudio (55.4%) presenta condiciones óptimas y subóptimas de hábitat; como áreas que ocasionalmente podría usar solo el 10.1 por ciento, mientras que el restante 34.5 por ciento son áreas fuertemente evitadas o bien de absolutamente no hábitat para la especie. En este análisis, la variable de fricción de uso de suelo y vegetación tuvo para el ocelote el 70 por ciento y para el venado cola blanca el 65; los valores intrínsecos por orden ascendente por clase de cobertura fueron la selva baja caducifolia, el bosque de encino y el bosque de encino-pino; para el venado cola blanca fueron la selva baja caducifolia, el bosque de pino-encino y el bosque de encino-pino, para ambas especies estos principales tipos de vegetación se relacionarían con las áreas óptimas y subóptimas delimitadas en el mapa de idoneidad de hábitat. Al respecto, diferentes estudios refieren a estos tipos de vegetación como preferente para el ocelote, ya que describen la distribución, ecología, registros y patrones de actividad de esta especie animal, (Jiménez, 2007, Moreno y Bustamante, 2009, Martínez, 2009, Ramírez *et al.*, 2010, Martínez *et al.*, 2011, Martínez *et al.*, 2012, López *et al.*, 2012, Martínez, 2013, Valdez *et al.*, 2013, Ramírez *et al.*, 2014, Palomo *et al.*, 2014 y Velasco y Peña, 2015); de la misma manera Galindo *et al.* (1985), Villarreal y Marín (2005), Tejeda (2009), Ontiveros (2012), Hernández *et al.* (2011), Aguilera *et al.* (2013) y Flores *et al.* (2013), lo refieren para el venado cola blanca.

Los corredores se sobrepusieron con las capas de conectividad forestal analizada para el ocelote y se observó que el hábitat idóneo (óptimo y subóptimo) del corredor de hábitat que va del Bloque 1 (Sierra de Quila) al Bloque 2 (Bosque La Primavera) tienen un valor acumulado de conectividad (*dIIC*) muy alto cuando el corredor se sitúa cercano al Bloque 1, posteriormente los parches de hábitat se convierten a un valor alto, cuando estos se encuentran en la parte colindante entre los municipios de Cocula y Villa Corona; posteriormente la conectividad forestal se vuelve media al cruzar los municipios de San Martín Hidalgo y Tala, en este último, la conectividad se traduce en baja al aproximarse al Bloque 2 (Figura 63). En general los parches de hábitat por donde se

conduce el corredor poseen un valor muy alto y alto en términos de calidad de hábitat (*dIICintra*), así como también en su flujo de dispersión (*dIICflux*) recibido u originado a través de las conexiones de los parches con el resto de los parches de hábitat presentes en el paisaje; por último la contribución de los parches de hábitat como elementos conectores (*dIICconnector*) entre el resto de los parches por donde se delimitó el corredor poseen valores altos a muy altos de contribución conexas.

Sobre los corredores para el ocelote que van hacia el Bloque 3 (Sierra de Tapalpa), el Bloque 4 (Sierra de Cacoma) y el Bloque 5 (Sierra de Jolapa), la importancia del elemento (parche de hábitat) para el mantenimiento de la conectividad y disponibilidad de hábitat es muy alto (ver Figura 63); cabe destacar que en el corredor del Bloque 4 presenta una sección más angosta, causada por la reducción y fragmentación de la cobertura vegetal, en este sentido los parches remanentes adquieren una conectividad global baja. Los parches remanentes están ubicados en el municipio de Unión de Tula, situados en la parte más baja del corredor, donde interactúa con factores antropogénicos como la agricultura, además de la cercanía con los centros de población y carreteras. Por otro lado, a pesar de que el corredor que va hacia el Bloque 5 (Sierra de Jolapa) en su mayoría presenta una conectividad muy alta y con un hábitat subóptimo, se observó que al aproximarse al Bloque 5, éste se ramifica en tres pequeños corredores (Figura 63). La calidad del parche de hábitat por el cual se definen los corredores del Bloque 1 a los Bloques 3, 4 y 5 presentan en general una condición muy favorable en términos de calidad de hábitat (*dIICintra*), así como el de estar bien conectados (*dIICflux*) con el resto del hábitat existente, sin embargo como elemento conector (*dIICconnector*) su clasificación solo es alta.

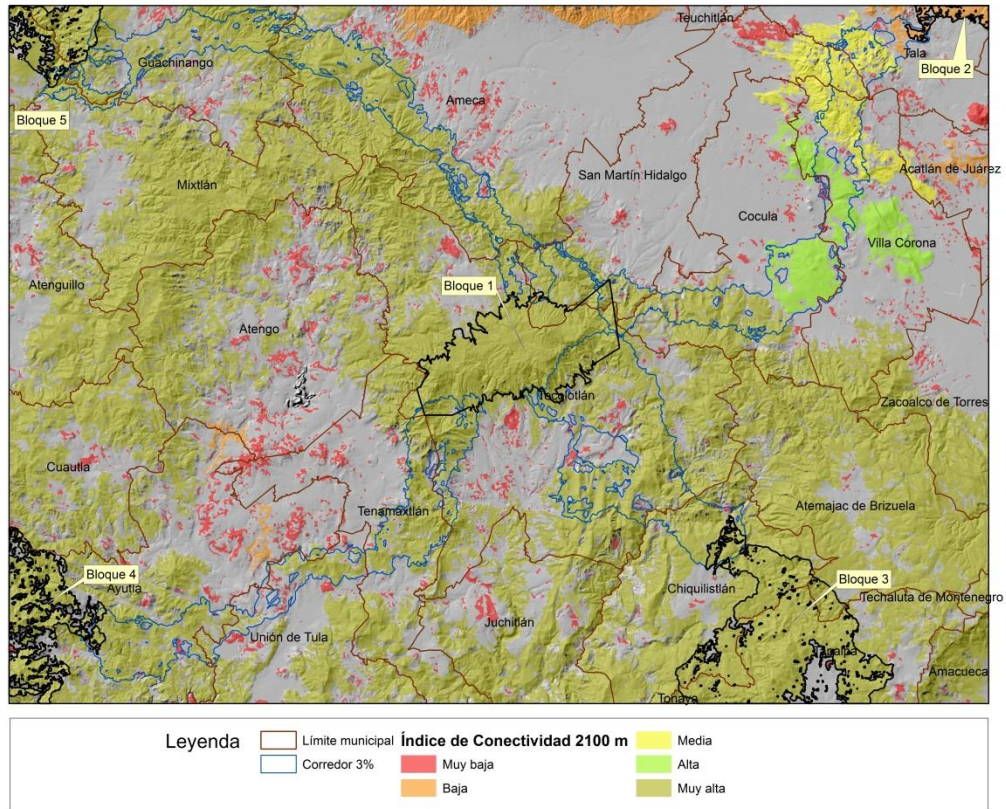


Figura 63: Modelo de conectividad y representación de corredores del 3 % hacia cada uno de los bloques para el ocelote.

Con base a la descripción general de los corredores para ocelote, los corredores al Bloque 2 y al Bloque 4 fueron los que obtuvieron el mayor número de parches forestales con 48 y 52 respectivamente, asimismo son los que tienen una mayor superficie no forestal (de 4,000 a 5,000 ha) dentro del corredor, por lo tanto, estos son los corredores más susceptibles a la fragmentación; también el número de segmentos más angostos o cuellos de botella se registraron para los corredores al Bloque 2 y al Bloque 5 con cinco y diez cada uno, lo que puede afectar al desplazamiento de las especies dentro del corredor.

En el caso del venado siendo una especie de más versatilidad y adaptabilidad su rango de distribución en el área de estudio abarca desde las selvas bajas caducifolias con vegetación optima hasta los encinares, bosque de encino pino y bosque de pino encino como vegetación subóptima que van desde los 1,400 hasta los 2,896 m.

En la figura 64 se observan los corredores de hábitat que ocupan el 3 % del total de la superficie del área de estudio y, que abarcan las zonas óptimas y subóptimas de la carta de idoneidad de hábitat para el venado cola blanca. El análisis de conectividad del paisaje utilizando una distancia de dispersión de 1,100 metros resultó prácticamente igual al realizado para el ocelote (2,100 metros distancia de dispersión). El escenario de parches de hábitat presentes sobre los corredores delimitados para venado cola blanca del Bloque 1 (Sierra de Quila) al Bloque 2 (Bosque La Primavera) tienen un valor acumulado de conectividad (*dIIC*) muy alto cuando el corredor se encuentra cercano al Bloque 1, tiene un valor alto, en la parte media del corredor, posteriormente la conectividad se vuelve media y baja en el extremo cercano al Bloque 2. Las fracciones que cuantifican las diferentes maneras en las que cada parche de hábitat contribuye en la conectividad global del paisaje y en particular por donde se delimitan los corredores (Bloque 1 a los Bloques 2, 3, 4 y 5) poseen un valor muy alto y alto en términos de calidad de hábitat (*dIICintra*), así como también en su flujo de dispersión (*dIICflux*); como elementos conectores (*dIICconnector*) entre el resto de los parches de hábitat por donde se delimitó el corredor poseen valores altos. Cabe mencionar que el corredor al Bloque 3 presentó parches con muy baja conectividad, situados entre zonas agrícolas, además de presentar un hábitat categorizado como fuertemente evitado, por la cercanía de zonas urbanas; asimismo en el corredor al Bloque 4 también se observaron zonas con parches de baja y muy baja conectividad, los cuales podrían ser remanentes de vegetación entre la zona categorizada como fuertemente evitadas.

Aunque los venados preferentemente son consumidores de hierbas, arbustos y árboles, Weber (2014), Aguilera *et al.* (2013), Granados *et al.* (2014) y Hernández *et al.* (2011) citan que la especie puede utilizar o desplazarse hacia zonas agrícolas, patios traseros de zonas urbanas, rancherías o carreteras (hábitat fuertemente evitado o absolutamente no hábitat), esto por alguna circunstancia o en alguna época del año, por ejemplo en temporal de cosecha, para la obtención de alimento, ya que en la zona es frecuente la siembra de frijol maíz, sorgo y pasto, cultivos que puede el venado utilizar (Álvarez y Medellín, 2005 y Hernández, 2016); también dependerá de la disponibilidad del recurso (alimento y agua) o hábitat que tenga la especie, como hace mención Bello *et*

al. (2004), ya que los venados tienen una capacidad rápida de respuesta a los cambios en las condiciones del hábitat influenciadas ya sea de manera natural o antrópica.

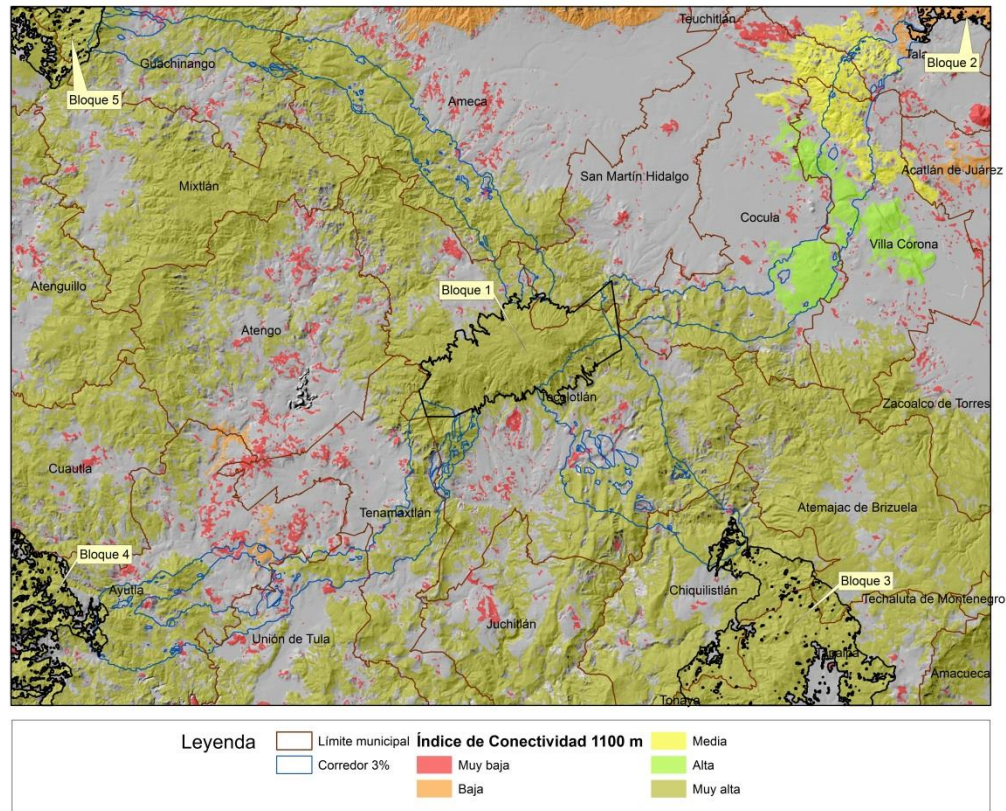


Figura 64: Modelo de conectividad y representación de corredores del 3 % hacia cada uno de los bloques para el venado.

Con base a la descripción general de los corredores de hábitat para el venado cola blanca, los corredores orientados al Bloque 2 y al Bloque 4 fueron los que obtuvieron el mayor número de parches forestales, con 50 y 68 respectivamente; siendo también estos dos, los que contienen una mayor superficie de cobertura no forestal, por lo tanto, la cobertura vegetal de estos corredores es la más propensa a la fragmentación, además los mismos corredores presentan el mayor número de segmentos más angostos o cuellos de botella (6); adicionalmente el corredor que conduce al Bloque 5 presenta siete segmentos angostos que pueden afectar el desplazamiento de la especie dentro del corredor.

En general, los corredores orientados hacia el Bloque 2 para ambas especies, son los corredores que quizá más problema tiene debido al uso del suelo intensivo por el que cruzan, por lo que sus parches conectores tienen más probabilidad de desaparecer; estos deberán considerarse prioritarios para su conservación a fin de que estas especies puedan dispersarse hacia este lugar del territorio. Debido a lo anterior, se sugiere enfocar o priorizar esfuerzos de conservación y restauración, sobre todo en áreas de hábitat óptimo y subóptimo con conectividad media, baja y muy baja a fin de mejorar su funcionalidad atendiendo principalmente los segmentos más angostos o cuellos de botella que se presentan y que puedan afectar los desplazamientos de las especies. Estos corredores también son uno de los más intersectados por las vías de tránsito como la carretera estatal Guadalajara-Barra de Navidad (Carr. Méx. 080), la carretera Tala-San Isidro Mazatepec, y la carretera Buenavista-Cofradía de La Luz, mismas que influyen en la permeabilidad de las coberturas. Al respecto Quintero (2016) también señala la cada vez más escasa conectividad biológica del Bosque La Primavera, debido a los cambios de uso del suelo que ahí se derivan (carreteras, poblaciones e industrias); asimismo menciona que la Sierra de Ahuiculco es un complejo forestal que funge como uno de los corredores más importantes que conecta La Primavera con el ANP Sierra de Quila. Con el propósito de fomentar la conectividad forestal entre estas dos áreas naturales, Quintero (2016) realiza desde 2011 el proyecto “Mitigación de la huella ecológica de la gira “Drama y luz”, el cual fomenta la conservación, restauración y desarrollo comunitario del Corredor Biológico de la Sierra de Ahuiculco-Bosque La Primavera; dicho proyecto (aunque no se encontró un polígono que definiera el corredor de este estudio), coincide con los resultados de este estudio, particularmente sobre el corredor orientado entre los Bloques 1 al 2. De la misma manera Chávez *et al.* (2014) en su estudio sobre la conectividad ecosistémica del ANP Bosque La Primavera sugieren e identifican cuatro corredores importantes para el mantenimiento del enlace forestal; uno de estos también coincide con el corredor definido entre el Bloque 1 al Bloque 2, asimismo señalan que su propuesta de corredor podría tener como elementos de enlace los fragmentos forestales de los cerros de La Cuesta, Cerro Prieto, Colomos, Barrigón y Montenegro.

Con el corredor de hábitat orientado hacia el Bloque 3, se detectó una zona frágil o de riesgo, por la cual intersecta la carretera Guadalajara-Barra de Navidad (080) y además de otras zonas urbanas como Tamazulita y Ayotitlán (municipio de Tecolotlán) y zonas agrícolas que están dentro de este corredor, presentando algunos parches remanentes de vegetación con conectividad muy baja; mientras que en el corredor orientado hacia el Bloque 4 intersecta varias vías de comunicación, la zona más frágil o afectada es la parte que cruza con la carretera estatal 533 San José de Ávila-Ayutla (municipios Unión de Tula y Ayutla), identificándose zonas agrícolas y parches de vegetación con conectividad desde muy baja y baja. Con respecto al corredor del Bloque 1 al Bloque 5, se identificó una zona frágil, donde cruza la carretera estatal que va de Ameca a Guachinango, cerca del Bloque 5 el corredor se ramifica en dos corredores (para el venado cola blanca) y tres (para el ocelote) más angostos, esto debido a la presencia de una matriz antropogénica presente en esa zona, la cual deriva principalmente el deterioro de la cobertura vegetal (fragmentación) y por ende el cambio de uso del suelo.

Aunque Isaacs (2011) en su estudio sugiere que el corredor que representa el 10% de la superficie de su área de estudio es el ideal para el tapir de montaña en el eje cafetalero de Colombia, debido a que este mantiene en gran medida su cobertura original y facilita la dispersión de la especie, el autor finalmente considera tres amplitudes de corredor las cuales corresponden a aquellos que cubren el 0.1, 1 y 2 % del total del área de estudio; asimismo recalca la necesidad de manejar las matrices antropogénicas para reducir los efectos de borde e incrementar la calidad del hábitat de los corredores, ya que las prioridades en las que se ubican los corredores vendrían determinadas no solo por los criterios biológicos, sino sobre todo por el traslape de los criterios socio-económicos, que en cierta medida más que los criterios biológicos, vendrían a determinar la factibilidad de un corredor.

Otro trabajo sobre corredores propuestos para el ocelote y otros felinos es el desarrollado en el norte de México y sur de Estados Unidos por Grigione *et al.* (2009), quienes definieron un modelo de áreas de conservación prioritarias para cada una de las

especies en la región fronteriza, mediante la compilación de avistamientos fiables para cada especie durante el periodo de 1900 a 2003; mediante estudios de campo que ayudaron a determinar la presencia de las especies y el mapeo de hábitat en el que 29 científicos y conservacionistas intervinieron para definir la distribución y el estado de cada especie, se obtuvieron siete corredores de conservación, mismos a los que se le propondría concentrar todo el esfuerzo para proteger a los felinos. En este sentido, los corredores identificados en este estudio requerirán de estudios adicionales que conduzcan primero a fortalecer el conocimiento sobre la conducta de las especies y segundo, a monitorear a mediano y largo plazo el vínculo que tuvieran estas especies sobre un sistema natural de hábitat delimitado de un modelo geográfico en comparación al escenario que representa la realidad.

Por último, con el propósito de mantener la conectividad forestal para ambas especies animales y que estas cumplan con sus requerimientos de hábitat, se sugiere realizar estudios y acciones específicas de restauración de hábitats en zonas frágiles ubicadas en cada uno de los corredores. De acuerdo a Bennet (1998), García (2012) y Vargas (2013), son diferentes las estrategias diseñadas e implementadas que permiten el mantenimiento de la conectividad en un paisaje; todas parten de evaluar cuál es la configuración del paisaje que permite una mejor movilidad de individuos, especies y procesos ecológicos; dentro de estas estrategias los corredores biológicos se han constituido como una de las principales medidas para la conservación de la biodiversidad, ya que el concepto de corredor ha sido exitoso como medida de manejo y ha tenido el apoyo de los planificadores y manejadores de los recursos naturales; finalmente Vila *et al.* (2006) también consideran a los índices de paisaje como aquellos valores que describen la situación de las coberturas como una herramienta que aportan información útil y valiosa para la toma de decisiones; por lo tanto las herramientas y estrategias aquí aplicadas son una base para la toma de decisiones en el área de estudio.

9 CONCLUSIONES

La elaboración y utilización de la carta de vegetación y uso de suelo y la obtención de las métricas del paisaje obtenidos mediante programas de percepción remota y SIG facilitaron la evaluación cuantitativa y cualitativa de las coberturas del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila y su zona de influencia; el uso de herramientas especializadas permitió identificar la conectividad, priorizar hábitat forestales y definir corredores para dos especies de fauna silvestre.

La carta de la escena Landsat clasificada de 2014, proporcionó información actual sobre el estado de los bosques y su distribución espacial en el área de estudio; esta fue esencial para el análisis de la conectividad del paisaje y delimitación de corredores de hábitat. Además, esta carta no solo sirvió como una importante herramienta para la toma de decisiones en la gestión de la conservación, protección y manejo del ANP Sierra de Quila, sino también será la base para nuevos planes de investigación.

El mapeo de las coberturas de uso de suelo y vegetación fue complejo, debido a los distintos factores que intervienen en el proceso, entre estos, cabe resaltar las del medio físico como: la irregularidad topográfica del terreno y por consiguiente la heterogeneidad de las coberturas vegetales del área de estudio; que vinculadas a su respuesta espectral en las imágenes satelitales, demandaron no sólo del conocimiento técnico clasificatorio, particularmente en la fase de designación de áreas homogéneas de entrenamiento, sino también en su reconocimiento (*in situ*) para lograr una mejor discriminación de las clases y así obtener una mejor validación.

No obstante que las coberturas forestales más fragmentadas en función al número de parches fueron el bosque de encino y la selva baja caducifolia, y de que estas ocupan la mayor superficie de la cobertura forestal y distribución más uniforme dentro del área de estudio, estas mostraron ser las más vulnerables a los procesos de perturbación. Por otro lado, las coberturas de menor extensión fueron el bosque de pino-encino y el bosque de encino-pino, las cuales se presentan fragmentadas o bien, están dispersas de manera aislada en el paisaje.

La relación perímetro/área por tipo de vegetación fue mayor para las coberturas de bosque de encino-pino y bosque de encino; debido a la alta complejidad perimetral que presentan ambas coberturas, estas son más vulnerables a procesos de perturbación por “efecto de borde”.

En el área de estudio se identificó un parche de configuración espacial extremadamente compleja, su superficie ocupa el 87.4 por ciento de la cobertura forestal con una suma de once mil cuarenta y dos kilómetros de longitud de bordes; en este sentido se interpreta su complejidad, por su alta sinuosidad de bordes tanto externos como internos derivados de la disipación de la cobertura original por otros usos del suelo; sin embargo, su gran tamaño posee áreas cuyas propiedades y características favorecen la disponibilidad de hábitat para las especies y en general, a la continuidad de los procesos ecológicos.

El conjunto del paisaje del área de estudio que alberga el hábitat forestal idóneo para el ocelote y el venado cola blanca contiene de manera general una muy alta conectividad. Sin embargo, las regiones noreste y suroeste con respecto al ANP Sierra de Quila presentan una falta de cobertura forestal continua y un mayor número de parches pequeños, debido a la expansión agrícola, ganadera y urbana, afectando la capacidad dispersiva y de supervivencia de estas especies.

La aplicación del IIC, aunado a un SIG, proporcionó un panorama regional de la condición funcional actual del hábitat forestal para el ocelote y el venado cola blanca en el ANP Sierra de Quila; la sierra es un complejo forestal importante por la disponibilidad y calidad de hábitat que contiene, contribuye al mantenimiento de la conectividad y flujo dispersivo de diversas especies hacia otros elementos del paisaje del occidente de México, en una zona de transición muy importante entre las regiones biogeográficas Neártica y Neotropical; también debe resaltarse que la Sierra de Quila es un área conexas con otras dos zonas federales protegidas y dos zonas forestales productivas del estado de Jalisco.

Con el propósito de mantener la conectividad del hábitat a mediano y largo plazo y asegurar el éxito dispersivo de las especies hacia otros espacios naturales, deben considerarse como prioritarios aquellos parches con valor muy bajo, bajo y medio del IIC representados para ambas especies en las fracciones *intra*, *flux* y *connector*; en este sentido, se recomienda a nivel municipal, mantener la conectividad entre esos parches a través de acciones tendientes a la planificación del uso del suelo como son: la ampliación de hábitats protegidos, maximizar la calidad de los hábitats existentes, minimizar los impactos de usos de tierras y fomentar la conectividad de hábitats para contrarrestar los efectos del aislamiento.

La opinión y estimación promedio de los valores intrínsecos de las variables de fricción obtenida de los expertos para las especies de fauna en la elaboración de los mapas de idoneidad de hábitat fue muy atinada; sin embargo, para reducir la subjetividad y fortalecer la decisión en la designación de los valores, se sugiere contar en medida de lo posible con registros de las especies en la zona de estudio, así como con estudios geográficos relacionados como, mapas de distribución potencial de especies a partir de variables ambientales locales, estudios regionales biogeográficos, modelos basados en datos fisiológicos y etológicos de las especies y de la interacción de éstas con el medio e incluso estudios de radiotelemetría.

Por defecto la delimitación de corredores proporcionada por la herramienta *Corridor Designer* entre un bloque y otro son diez, cada uno ocupa del uno al diez por ciento del total del área de estudio; estos se expanden por el territorio y pueden llegar a ocupar las clases de hábitat óptimo, hábitat subóptimo, zonas ocasionalmente usadas, zonas fuertemente evitadas y zonas de absolutamente no hábitat del modelo de idoneidad. Los corredores caracterizados en este estudio ocupan el 3 % de la superficie (aprox. 19,000 ha), ya que están acotados con las clases de hábitat óptimo y subóptimo, los cuales beneficiarían a las especies seguir su ruta más natural.

Los corredores que se orientan del ANP Sierra de Quila (Bloque 1) al ANP Bosque La Primavera (Bloque 2) y del Bloque 1 a la Sierra de Cacoma (Bloque 4) presentaron el

mayor número de parches forestales y contienen la mayor superficie de uso no forestal representado por zonas urbanas, agrícolas, ganaderas y carreteras; cada uno de estos corredores presenta seis segmentos angostos (cuello de botella); por el contrario el corredor orientado del Bloque 1 a la Sierra de Jolapa (Bloque 5), presentó una menor afectación antropogénica a pesar de formarse nueve cuellos de botella en su trazo.

En este estudio se delimitaron polígonos de corredores entre dos bloques de hábitat, además se obtuvieron de cada uno estadísticas básicas descriptivas y de la cobertura de uso de suelo y vegetación al interior del corredor una caracterización en función a métricas del paisaje y conectividad. Una siguiente fase será evaluar hasta qué punto los corredores sirven a las especies de interés, mediante la identificación de caminos que minimicen la distancia entre parches de alta calidad o el cálculo de distancias mínimas para recorrer de un bloque de hábitat a otro.

El diseño de los corredores de hábitat fue adaptado a partir de información básica de las especies ocelote y venado cola blanca, principalmente sobre sus preferencias de vegetación, de tipo de relieve, alcance altitudinal y distancias a zonas urbanas y carreteras; estas variables podrían funcionar para otras especies de hábitos iguales, sin dejar de considerar las distancias dispersivas.

Se recomienda continuar la investigación con estudios de factibilidad del establecimiento de un sistema eficiente de protección y restauración de los corredores biológicos detectados y delimitados en el presente estudio, con el fin de garantizar el flujo de especies de flora y fauna y la disponibilidad de hábitat óptimo en el área de estudio.

10 LITERATURA CITADA

- Aguilar, V. Y., Aliphath, F. M. M., Caso, B. L., Del Amo, R. S., Sánchez, G. M de L. y Martínez, C. D. 2014. Impacto de las unidades de selva manejada tradicionalmente en la conectividad del paisaje de la Sierra de Los Tuxtlas, México. *Revista de Biología Tropical*. 62(3):1099-1109.
- Aguilera, R. U., Sánchez, C. V., Ramírez, P. J., Monroy, V. O., García, L. G. I. y Janczur, M. 2013. Hábitos alimentarios del venado cola blanca *Odocoileus virginianus* (*Artiodactyla: Cervidae*) en el Parque Natural Sierra Nanchititla, Estado de México. *Revista de Biología Tropical*. 61 (1): 243-253.
- Álvarez, R. J. y Medellín, R. A. 2005. *Odocoileus virginianus*. Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto U020. México. D.F. Pp. 6.
- Angarita, J. L. E., Awad, M., Franke, A. R., Marciano, G. J. y Rodríguez, T. 2013. Construcción de una estrategia regional de conectividades socioeconómicas para la región Caribe y su relación con el Plan de Conservación de Felinos del Caribe colombiano –PCFC- En: Castaño, U. C., González, M. J.F., Zárrate, Ch. D., Ange, J. C. y Vela, V. I. M. (Eds.). Plan de Conservación de Felinos del Caribe Colombiano: Los felinos y su papel en la planificación regional integral basada en especies clave. Fundación Herencia Ambiental Caribe, ProCAT Colombia, The Sierra to Sea Institute. Santa Marta, Colombia. Pp. 179-188.
- APRN-CADNR-043, 2016. Área de Protección de los Recursos Naturales; Cuenca Alimentadora del Distrito Nacional de Riego 043. En: <https://simec.conanp.gob.mx/ficha.php?anp=4®=11> (acceso 01 de junio de 2016).
- Aranda, M., Botello, F., Martínez, M. E. y Pineda, A. 2014. Primer registro de ocelote (*Leopardus pardalis*) en el Parque Nacional Lagunas de Zempoala, Estado de México y Morelos, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. DOI: 10.7550/rmb.43293. Pp. 1300-1302.
- Arango, G. M., Branch, B. J. W. y Botero, F. V. 2005. Clasificación no supervisada de coberturas vegetales sobre imágenes digitales de sensores remotos: Landsat-ETM+. *Rev. Fac. Nal. Agr. Medellín*. 58(1):2611-2634.

- Ariza, A. 2013. Descripción y corrección de productos Landsat 8 LDCM (Landsat Data Continuity Mission). Centro de Investigación y Desarrollo (CIAF): Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). Bogotá Colombia. Pp.46.
- Arizaga, S., Martínez, C. J., Salcedo, C. M. y Bello, G. M. A. 2009. Manual de la biodiversidad de encinos michoacanos; Aspectos generales de los encinos. En: http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_pub=603 (acceso 03 de junio de 2016).
- Armella, V. M. A. y Yáñez, L. M. de L. 2011. Mamíferos mexicanos en peligro de extinción. *Revista Digital Universitaria*. 12 (1): Pp. 10.
- Alonso, F. A. M., Gunter, S., Finegan, B. y Brenes, C. 2014. Estado actual de la conectividad estructural y funcional en el corredor de conectividad Podocarpus-Yacuambi. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba, Costa Rica. Pp. 35-84.
- Badii, M. H. y Landeros, J. 2007. Cuantificación de la fragmentación del paisaje y su relación con la sustentabilidad. *Daena: International Journal of Good Conscience*. 2 (1):26-38.
- Bárceñas, H. y R. Medellín. 2010. Ocelot (*Leopardus pardalis*) in Aguascalientes, México. *The Southwestern Naturalist* 55:447-449. DOI: 101894/clg-28.1
- Bello, G. J. Gallina, S. y Equihua, M. 2004. Distancias de desplazamiento del Venado Cola Blanca y su relación con factores ambientales en el noreste de México. *Memorias: Manejo de Fauna Silvestre en Amazonia y Latinoamérica*. Pp. 146-151. En: <http://manejofaunasilvestre.org/Congresos/Iquitos-2004/Ponencias.aspx>.
- Bennet, A. F. 1998. Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, RU. 2: 15-41.
- Bowman, J., Jochen, A. G. J., y Fahrig, L. 2002. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology* 83 (7): 2049-2055.
- Bowman, J., Jaeger, J. A. G. y Fahrig, L. 2000. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology*. 83(7): 2049-2055.
- Buendía, R. E., Terrazas, D. S. y Vargas, P. E. 2002. Aplicación de imágenes de satélite en la cartografía de uso del suelo y vegetación en una región del oriente del valle de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 8(1): 13-19.

- Buenrostro, S. A., Gallina, S. y Sánchez, R. G. 2008. Los talladeros de machos de venado cola blanca *Odocoileus virginianus mexicanus* (Gmelin, 1788) y su ubicación para definir los sitios reproductivos. Vol. II, Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. México, D.F. Pp.165-184.
- Burt, W. H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24:346–352.
- Cabezas, G. A. y Ospina, M. R. 2010. Análisis del paisaje y de su relación con la regeneración del roble (*Quercus humboldtii* Nonpl.) en el municipio de Popayán, Departamento del Cauca. *Revista Colombiana Forestal*. 13(2) 189-199.
- Camargo, S. A. y Mandujano, S. 2009. Evaluación de la morfometría de pellets como método de categorización de sexos y edades en venado cola blanca (*Odocoileus virginianus mexicanus*) en Puebla, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*. 13: 92-104.
- Carranza, S. J. y Oseguera, S. K. A. 2014. Integrar de manera armónica el aporte de los servicios ecosistémicos y las opciones de uso de suelo, en el marco de los esfuerzos para la mitigación de la pobreza y la planificación del desarrollo en la Mixteca: Conocido como Proyecto GEF Mixteca. Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM). México. Pp. 62.
- Caso, O. E. E. 2010. Proyecto Desarrollo de Capacidades para la Zonificación Ecológica y Económica de la Región Junín con R.E.R. N° 419-2009-GRJ-JUNIN/PR. Manual de ArcGis 9.3-Basico: Descripción de la suite ArcGis, representación y consulta de datos. Huancayo. Pp. 25.
- Cayuela, L., Rey, B. J. M. y Echeverría, C. 2006. Clearance and fragmentation of tropical montane forest in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975-2000). *Forest Ecology and Management* 226 (2006) 208-218.
- Ceballos, G. G. J., Blanco, S. González, C. Martínez, E. 2006. *Leopardus pardalis* (ocelote). Distribución potencial. Escala 1:1000000. Instituto de biología, Universidad Nacional Autónoma de México.
http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/layouts/leopar_dpgw
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/2.5/mx/> (acceso 10 de agosto 2016).

- Ceballos, G. y Oliva, G. 2005. (Coord.) Los mamíferos silvestres de México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)-Fondo de Cultura Económica. México. Pp. 359-520.
- Cervantes, E. A., Ruiz, L. A. y Berlanga, R. C. A. 2010. Evaluación de la condición de los sistemas de manglar en el noroeste de México. En: http://www.inecc.gob.mx/descargas/ord_ecol/1bienio_oemgc_res_acervantes_etal.pdf (acceso 02 de noviembre de 2016).
- Chassot, O., Finegan, B. y Monge, A. G. 2011. Red de conectividad ecológica en el Caribe norte de Costa Rica. *Revista Latinoamericana de Conservación*. 2 (1): 60-70.
- Chávez, H. A., Vázquez, A. C., Shalisco, V., Navarro, P. S., Villavicencio, G. R., Aceves, I. M. del R., V. A. C., 2014. Estudio conectividad ecosistémica La Primavera, Estado de Jalisco, México. Geosíntesis SC. Estudios Integrales del Territorio. Pp. 350.
- Chávez, G. J. M. 2012. Los significados del venado sol en la cosmovisión Maya: Un atisbo a la mitología y la historia oral mayense. Editorial Académica Española. Pp. 220.
- Chávez, H. A., Villavicencio, G. R., Rentería, V. J. y Contreras, R. S. H. 2011. Análisis diacrónico del paisaje: Presa Zimapán. GEOCALLI, Cuadernos de Geografía. Núm. 24. Guadalajara, Jalisco. Pp.77.
- Chuvieco, S. E. 2010. Teledetección ambiental: La observación de la tierra desde el espacio. Ariel Ciencia, España Pp. 590.
- CONABIO, 2015. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad; Información general. En: file:///E:/Mundial/INFO_Mexico_CONABIO_INEGI/UTM_WGS84/ (acceso 30 de mayo de 2015).
- CONABIO, 2015a. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad: Biodiversidad Mexicana; categorías de riesgo en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad; <http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/catRiesMexico.html> (acceso 17 de julio de 2015).

- CONABIO, 2016. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad; Biodiversidad. En: <http://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMxC20.pdf> (acceso 30 de mayo de 2016).
- CONABIO, 2016a. Corredor Biológico Mesoamericano México (CBMM). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. En: <http://www.biodiversidad.gob.mx/corredor/cbmm/cbmm.html#> (acceso 27 de septiembre de 2016).
- CONANP, 2015. Áreas protegidas decretadas, resolución sobre las cifras oficiales correspondientes a las superficies de las Áreas Naturales Protegidas de competencia federal en México. En: <file:///C:/Users/Rosaura/Downloads/PROPUESTA%20DE%20RESOLUCION%20DE%20SUPERFICIES%20ANP%20indiv%20b2.pdf> (acceso 10 de agosto de 2016).
- CONANP, 2015a. Estrategia de Cambio Climático desde las Áreas Naturales Protegidas: Una Convocatoria para la Resiliencia de México (2015-2020). Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México. Pp. 62.
- CONANP, 2017. Áreas protegidas decretadas. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. En: http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/ (acceso 10 de enero de 2017).
- CONANP, 2016a. Términos de Referencia para la elaboración de Programas de Manejo de las Áreas Naturales Protegidas Competencia de la Federación. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México. En: http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/pdf/programas_manejo/TERMINOS%20DE%20REF-PAGINA.pdf (acceso 03 de noviembre de 2016).
- CONANP, 2000. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Programa de Manejo del Área de Protección de Flora y Fauna Bosque la Primavera. En: http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/pdf/programas_manejo/primavera.pdf (acceso 01 de junio de 2016).
- CONANP, S/F. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Programa de Manejo del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila, Acceso a borrador preliminar (Programa de Manejo aun no publicado).

- Congalton, R. 2001. Accuracy assessment and validation of Remotely Sensed and other spatial information. *The International Journal of Wildland Fire*. Number 10. Pp. 321-328.
- Congalton, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.* 37:35-46.
- Correa, A. C. A., Mendoza, M. E., Pérez, S. D. R. y López, G. E. 2014. Identifying potential conservation areas in the Cuitzeo Lake basin, Mexico, by multitemporal analysis of landscape connectivity. *Journal for Nature Conservation*. 22 (5): 424-435.
- Cruz, M. F. 2008. Caracterización de puntos de control en teledetección: Aplicación a la corrección geométrica automática de imágenes NOAA-AVHRR GAC-5 KM. Universidad Almería. Pp. 231.
- De La Barrera, F., Reyes, P. S., y Meza, L. 2011. Análisis del paisaje para la evaluación ecológica rápida de alternativas de relocalización de una ciudad devastada. *Revista Chilena de Historia Natural*. 84: 181-194.
- De la Cruz, M. y Maestre, F. T. (eds.). 2013. Avances en el análisis espacial de datos ecológicos: aspectos metodológicos y aplicados. ECESPA-Asociación Española de Ecología Terrestre. Móstoles. Pp. 355.
- De Lucio, F. J. V., Atauri, M. J. A., Sastre, O. P. y Martínez, A. C. 2003. Conectividad y redes de espacios naturales protegidos. Del modelo teórico a la visión práctica de la gestión. En: García, M. M. R. (Coord.) *Las Áreas Protegidas en La Cuenca Mediterránea. Conectividad Ambiental*. Junta de Andalucía. Pp. 29-53.
- Delfín, A. C. A., Gallina, S. y López, G. C.A. 2014. Modelos de idoneidad del hábitat (HSI) para el venado cola blanca. En: Gallina, T. S., Mandujano, R. S. y Villarreal, E. B. O. A. (Editores). *Monitoreo y manejo del venado cola blanca conceptos y métodos*. Instituto de Ecología, A. C. y Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Xalapa, Ver. México. Pp. 220.
- Delfín, A. C., Gallina, S. y López, G. C. A. 2009. Evaluación del hábitat del venado cola blanca utilizando modelos espaciales y sus implicaciones para el manejo en el centro de Veracruz, México. *Tropical Conservation Science*. 2 (2): 215-228.

- Di Gregorio, A. y Jansen, L. J. M. 2005. Sistema de clasificación de la cobertura de la tierra. Conceptos de clasificación y manual para el usuario. Versión 2 del Programa. Roma, Italia. FAO. Pp. 206.
- Díaz, P. A. y Payan, G. E. 2011. Densidad de ocelote (*Leopardus pardalis*) en los llanos colombianos. Mastozoología Neotropical, 18(1). Pp. 63-71.
- Diez, P. y Mazzoni, E. 2016. Utilización de imágenes Landsat en los estudios urbanos. Estudio de caso: Crecimiento de las localidades de la cuenca carbonífera del río Turbio (Provincia de Santa Cruz, Argentina) en el periodo 1986- 2015. Revista digital del Grupo de Estudios sobre Geografía y Análisis Espacial con Sistemas de Información Geográfica (GESIG). Universidad Nacional de Luján, Argentina. Luján, Año 8, Núm. 8, 2016, Sección II: Pp. 12-33.
- Dramstad, E. W., Olson, D. J. y Forman, T. T. R. 2005. Principios de ecología del paisaje en arquitectura del paisaje y planificación territorial. Fundación Conde del Valle de Salazar. Pp.81.
- Echeverry, D. M. A y Harper, G. J. S/F. Fragmentación y deforestación como indicadores del estado de los ecosistemas en el Corredor de Conservación Choco-Manabí (Colombia Ecuador). Recursos Naturales y Ambiente No. 58. Pp. 78-88.
- Eiden, G., Kayadjanian, M. y Vidal, C. 2000. Capturing landscape structures: Tools, en: From Land Cover to Landscape Diversity in the European Union. En: <http://ec.europa.eu/comm/agriculture/publi/landscape/>. (acceso 15 junio de 2015).
- Elbers, J. 2011. Las áreas protegidas de América Latina: Situación actual y perspectivas para el futuro. Quito, Ecuador, UICN, Pp. 227.
- Elkie, P., Rempel, R y Carr, A. P. 1999. Patch Analyst User's Manual. A tool for Quantifying Landscape Structure. Ont. Min. Nature Resource. Northwest Sci. and Technol. Thunder Bay, Notario. TM-002.
- ERDAS. 1997-2001. ERDAS, Ing. and Universidad distrital Bogotá, Colombia; Manual de ERDAS: Capítulo 4: clasificación avanzada. Impreso en los Estados Unidos de América. Pp. 10.
- ESRI, 2015. ESRI. En: <http://www.esri.com/software/arcgis/arcgisonline/maps/maps-and-map-layers> (acceso 16 de abril de 2015).

- Flores, M. A., González, P. G. E., Vásquez, D. M. A. y Manzanero, M. G. I. 2013. Conocimiento y usos de *Odocoileus virginianus* en Santo Domingo Tonalá, Oaxaca. THERYA. 4(1): 13-92.
- Flores, A. V. H., Botello, F. Sánchez, C. V., García, B. R., Jaramillo, F. y Gallina, T. S. 2013a. Caracterización del hábitat del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus mexicanus*) en los bosques templados del Corredor Biológico Chichinautzin y modelación de su hábitat potencial en Eje Transvolcánico Mexicano. THERYA. 4(2):377-393.
- Forman, T. T. R., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, V. P., Fahrig, L., France, R., Goldman, Ch. R., Heanue, K., Jones, J. A., Swanson, F. J., Turrentine, Th. Y Winter, T. C. 2003. Ecología carretera: Ciencia y Soluciones. Island Press, Washington, DC. Pp. 481.
- Forman, R. T.T. 1995. Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK. Pp. 632.
- Forman, R. T. T. y Godron, M. 1986. Landscape Ecology. Nueva York. Pp. 644.
- Forman, R. T. T. y Godron, M. 1981. Patches and Structural Components for a Landscape Ecology. BioScience, 31, No. 10: 733-740.
- Frías, B. M. M. 2015. Diseño y evaluación del corredor del puma (*Puma concolor*) entre el Parque Nacional La Tigra y las reservas Biológicas Uyuca y Yuscarán-Monserrat. Tesis de Licenciatura. Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano. Zamorano, Honduras. Pp. 38.
- Fulbright, T. E. y Ortega, S. J. A. 2007. Ecología y Manejo de Venado Cola Blanca. Texas A & M, University Press College Station. Pp. 265.
- Galindo, R. J., de la R. M., González, Ch. A. y Snook L. 1985. Manejo forestal y el Venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en Macuilianguis, Oaxaca, México. Primer Simposium Internacional de Fauna Silvestre. México, D. F. 512-529.
- Gallina, S., Mandujano, S. y Villarreal, O. 2014. Monitoreo y manejo del venado cola blanca "Conceptos y Métodos". Instituto de ecología, A. C. y Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Xalapa, Veracruz, México. Pp.220.

- Gallina, T. S. A., Delfín, A. C. A., Mandujano, R. S., Escobedo, M. L. A. y González, T. R. G. 2007. Situación actual del venado cola blanca en la zona centro del estado de Veracruz, México. Newsletter N° 22. Pp.7.
- Gallina, T. S. y López, G. C. 2011. Manual de técnicas para el estudio de fauna. Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto de Ecología A. C. Querétaro, México. 1. Pp.377.
- García, R. P., Pérez, G. M. E., García, A. J. M., Redondo, G. M. M., Sanz, D. J. J. y Navarro, M. A. 2014. Sellado de suelos a partir de teledetección y SIG: estudio en el Tajo medio-alto. Departamento. Análisis Geográfico Regional y Geografía Física. Universidad Complutense de Madrid. Pp. 66.
- García, M. J. R. 2012. Corredores biológicos en la amazonia colombiana: Estado actual, amenazas y conectividad. Documento de consultaría para el proyecto Amazonia Posible y Sostenible. Bogotá, Colombia. Pp. 32.
- García, M., Castillo, F. y Leonardo, R. 2011. Evaluación preliminar de la conectividad de hábitat para el tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en Guatemala. The Newsletter of the IUCN/SSC. 20 (1 & 2) No. 28. 20-24.
- García, G. A. y Saura, Martínez de Toda, S. 2005. Estimación de la fragmentación de los bosques a partir de imágenes de satélite: el problema de la resolución espacial. Cuadernos de la Sociedad Española, Ciencias Forestales. 19: 111-116.
- García, R. A., Mendoza, R. K. I. y Galicia, S. L. 2005a. Valoración del paisaje de la selva baja caducifolia en la cuenca baja del río Papagayo (Guerrero), México. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM, Núm. 56. Pp. 77-100.
- Gascon, C., Lovejoy, T. E., Bierregaard Jr., R. O., Malcom, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos, H. L., Laurance, W. F., Zimmerman, B., Tocher, M. and Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. Biological Conservation; (91): 223-230.
- González, F. R., Rosas, H. M. LL. y Jaramillo, M. F. 2004. Diagnóstico del estado actual y gestión para las Áreas Naturales Protegidas del Estado de Jalisco: Nevado de Colima, Sierra de Quila y Bosque La Primavera. Diagnósticos y Estrategias para el Fortalecimiento de Instituciones, Iniciativas y Proyectos (DEFINE). Pp. 319.

- González, M. R. G. 2003. Alternativas de manejo forestal, mediante el desarrollo del conocimiento específico de sitio. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Forestales. México. En: http://cdigital.dgb.uanl.mx/te/1020149181/1020149181_03.pdf (acceso 10 octubre de 2014).
- Granados, D., Tarango, L., Olmos, G., Palacio, J. Clemente, F. y Mendoza, G. 2014. Dieta y disponibilidad de forraje del venado cola blanca *Odocoileus virginianus thomasi* (*Artiodactyla:Cervidae*) en un campo experimental de Campeche, México. *Revista de Biología Tropical*. 62 (2): 699-710.
- Grigione, M. M., Menke, K., González, L. C., List, R., Carrera, J. A.B., Carrera, R. Giordano, A. J., Morrison, J., Sternberg, M., Thomas, R. y Van Pelt, B. 2009. Identifying potential conservation areas for felids in the USA and Mexico: integrating reliable knowledge across an international border. *Fauna y Flora International, Oryx* 43(1): 78-86.
- Guerrero, V. S. 2016. Consulta personal. Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara.
- Guido, L. D. 2015. Riqueza, abundancia y patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes, en diferentes condiciones de manejo en la región del bajo balsas, Michoacán. Morelia, Michoacán. Tesis de Maestría. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Pp. 123.
- Gurrutsaga, S. V. M. y Lozano, V. P. J. 2008. Criterios para contemplar la conectividad del paisaje en la planificación territorial sectorial. *Investigaciones Geográficas*. España. Núm. 44, Pp.75-88.
- Gurrutsaga, S. V. M. 2004. Conectividad ecológica del territorio y conservación de la biodiversidad nuevas perspectivas en ecología del paisaje y ordenación territorial. 1ª ed., 1ª reimp. Vitoria-Gasteiz: Eusko Jaurlaritzaren Argitalpen Zerbitzu Nagusia. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, 2004. Informe Técnico Núm. 103. Pp.160.

- Gurrutxaga, S. V. M. 2003. Índices de fragmentación y conectividad para el indicador de biodiversidad y paisaje de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Biodiversidad y paisaje, Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Eusko Jaurlaritza-Gobierno Vasco. Pp.32.
- Hernández, G. R. J. 2016. Consulta personal. Departamento de Ciencias Ambientales, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara.
- Hernández, Ll. A. R. 2014. Variabilidad genética y relación filogeografía de tres subespecies de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en la región Centro-Norte de México. Tesis de Maestría. Colegio de Posgraduados, Campus Montecillo, Texcoco, Estado de México. Pp. 67.
- Hernández, F. S. D., Vargas, L. G. y Sánchez, R. G. 2013. First records of the Ocelot (*Leopardus pardalis*) in the state of Hidalgo, Mexico. THERYA. 4(1):99-102. DOI: 10.12933/therya-13-102.
- Hernández, S. D. A., Cortez, D. E., Zaragoza, R. J. L., Martínez, H. P. A., González, B. G. T., Rodríguez, C. B. y Hernández, S. D. A. 2011. Hábitat del venado cola blanca, en la Sierra de Huautla, Morelos, México. Acta Zoológica Mexicana. 27(1): 47-66.
- Hernández, H. A. 1992. Los carnívoros y sus perspectivas de conservación en las áreas protegidas de México. Acta Zoológica Mexicana. 54:1-23.
- Hurd, J. D., Hoffhine, W. E., G. Lammey, S. y L. Civeo, D. 2001. Characterization of forest fragmentation and urban sprawl using time sequential landsat imagery. ASPRS 2001 Annual Convention, St. Louis, MO, April 23-27, 2001. En: http://clear.uconn.edu/publications/research/tech_papers/Hurd_et_al_ASPRS2001.pdf (acceso 08 de noviembre de 2016).
- Iglesias, J., V. Sánchez-Cordero, G. Magaña-Cota, M. Aranda, R. Hernández y F.J. Botello. 2008. Noteworthy records of margay, *Leopardus wiedii* and ocelot, *Leopardus pardalis* in the state of Guanajuato, México. Mammalia 72: 347–349.
- IIEG, 2014. Instituto de Información Estadística y Geográfica. Regiones Hidrológicas y Cuencas. En: <http://sitel.jalisco.gob.mx/index2.php> (acceso 14 noviembre de 2014).

- IITEJ. 2011. Instituto de Información Territorial del Estado de Jalisco (IITEJ): Conjunto de datos vectoriales del Atlas de Caminos y Carreteras del Estado de Jalisco. Escala 1:250,000. En: <http://sitel.jalisco.gob.mx/portal2/index.php/top-descargas> (acceso 12 noviembre de 2014).
- Imbernon, J., Villacorta, M. J. L., Zelaya, F. C. I. y Valle, A. A. A. 2005. Fragmentación y conectividad del bosque en El Salvador aplicación al corredor Biológico Mesoamericano. Bois et forêts des tropiques Núm. 286 (4). Pp. 15-28.
- INEGI, 2015. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Recursos Naturales. En: <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reccat/usuarios/> (acceso 27 de julio de 2015).
- INEGI. 2013. Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación escala 1:250 000, Serie V. México. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. En: <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reccat/usuarios/Default.aspx> (acceso 2 de enero de 2014).
- INEGI, 2010. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Compendio de criterios y especificaciones técnicas para la generación de datos e información de carácter fundamental. En: http://www.inegi.org.mx/inegi/spc/doc/INTERNET/11-%20nombres_geograficos_de_los_asentamientos_humanos.pdf (acceso 16 de junio de 2016).
- INEGI, 2009. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Diccionario de datos de Uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000. http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reccat/usuarios/doc/dd_usyv_v2_250k.pdf (acceso 16 de junio de 2016).
- INEGI, 2007a. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Diccionario de datos de Uso del Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000. En: http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reccat/usuarios/doc/dd_usyv_v1_250k.pdf (acceso 16 de junio de 2016).
- INEGI, 2007b. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Diccionario de datos de Localidades Urbanas. Escala 1:250 000. En: http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/urbana/doc/diccionario_datos_localidades_urbanas_ver_definitiva_septiembre07.pdf (acceso 16 de junio de 2016).

- Isaacs, C. P. J. 2011. Modelo de conectividad espacial empleando Sistemas de Información Geográfica, calidad del hábitat y distribución caso tapir de montaña (*Tapirus pinchaque*) en el eje cafetero colombiano. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia. Pp.100.
- Jardel, P. E. J. 2015. Guía para la caracterización y clasificación de hábitats forestales. Comisión Nacional Forestal–Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. México, D.F. Pp. 117.
- Jiménez, M. R. E. 2007. Modelación del nicho ecológico y coexistencia de ocelotes (*Leopardus pardalis*) y gatos monteses (*Lynx rufus*) en México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Querétaro. Facultad de Ciencias Naturales. Pp. 90.
- Jiménez, R. G. 2000. Propuesta metodológica en el diseño y evaluación de un corredor biológico en la reserva forestal golfo dulce Costa Rica. Tesis de Maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica. Pp. 143.
- Kilgo, J. C., Labisky, R. F., and Fritzen, D. e. 1998. Influences of hunting on the behavior of white-tailed deer: Implications for conservation of the Florida Panter. *Conservation Biology*. 12 (6): 1359-1364.
- Langa, S. A. 2014. Aplicación de técnicas de teledetección y SIG a la caracterización espectral e identificación de cultivos de regadío en el valle del Ebro. Tesis de Maestría. Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad Zaragoza. España. Pp. 148.
- Lemmens, M. 2011. Geo-information. Technologies, Applications and the Environment. Springer. Pp. 349.
- León, A. Y. y Granados, M. R. A. 2013. Análisis de fragmentación y conectividad del bosque en la parte alta de la subcuenca del río Tapezco con el fin de proteger el recurso hídrico Zarcero, Costa Rica. Encuentro de Geógrafos de América Latina. Perú. Pp. 20.
- Leopold, S. A. 1950. Vegetation zones of México. *Ecology*. 31: 507-518.
- Llactayo, L. W., Victoria, A. E., Marchand, L. G., Montero, P. A., Garcia, C. W. y Salcedo, P. K. 2013. Evaluación de la exactitud temática del mapa de deforestación. Dirección General de Ordenamiento Territorial (DGOT). Protocolo. Lima, Perú. Pp. 32.

- López, G. C. A., Lara, D. N. E. Ávila, A. D. y Cruz, T. F. 2012. Áreas de interés binacional para mantener la conectividad de poblaciones de fauna silvestre compartida con potenciales afectaciones por la construcción del muro fronterizo. Informe Final de la Universidad Autónoma de Querétaro al Instituto Nacional de Ecología. Pp. 292.
- López, A. H. F. 2010. Efecto de la pérdida de conectividad del bosque mesófilo de montaña en la diversidad de mamíferos medianos en la Cuenca alta del río La Antigua, Veracruz. Tesis de Doctorado. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz, México. Pp.118.
- Lopez, G. C. A., Brown, D. E., and Gallo, R. J. P. 2003. The ocelot *Leopardus pardalis* in north-western Mexico: ecology, distribution and conservation status. *Oryx*. Vol. 37(3): 358-364.
- Lu, D., y Weng, Q. 2007. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing*. DOI:10.1080/01431160600746456. 5 (28): 823–870.
- Majka, D., Beier, P. y Jenness, J. 2014. Corridor Designer ArcGis Toolbox Tutorial. En: <http://corridordesign.org>. (acceso 22 marzo de 2014).
- Majka, D., J. Jenness, y P. Beier. 2007. CorridorDesigner: herramientas de ArcGIS para el diseño y la evaluación de los corredores. En: <http://corridordesign.org>. (acceso 22 marzo de 2014).
- Maldonado, M. J. D., Alatorre, C. L. C. y Torres, O. M. E. 2016. Dinámica temporal de la actividad vegetal en zonas degradadas por *Ips confusus* en bosque de *Pinus cembroides*: región central de Chihuahua (2000-2014). En Alatorre, C. L. C., Bravo, P. L. C., Wiebe, Q. L. C., Torres, O. M. E., Uc, C. M. I. y González, L. M. O. (Coord.). *Estudios Territoriales en México: Percepción Remota y Sistemas de Información Espacial*. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciudad Juárez, México, Pp. 125-154.
- Manjarrez, P. G. A. 2014. Propuesta de corredores potenciales de conservación como estrategia de conectividad entre las Áreas Protegidas del Caribe Colombiano. Parques Nacionales Naturales de Colombia, Dirección Territorial Caribe, MINAMBIENTE. Santa Marta, Colombia. Pp.32.
- Marín, V. A. L., Toro, R. L. J. y Uribe, S. S. I. 2008. Conectividad estructural del paisaje cafetero en la cuenca alta del río San Juan, suroeste Antioqueño, Colombia. *Boletín de Ciencias de la Tierra*. Núm. 23. Pp. 43-54.

- Martínez, H. A. 2013. Patrones de actividad del ocelote (*Leopardus pardalis*) en la reserva de la biosfera Sierra del Abratanchipa, San Luis Potosí, México. Tesis de Maestría, Colegio de Posgraduados, Campus Montecillo. Texcoco, Estado de México. Pp. 72.
- Martínez, C. J.M., Rosas, R. O. C., Palacio, N. J., Martínez, M. J. F. y Villordo, G. J. A. 2012. Nuevos registros de tigrillo (*Leopardus wiedii*) en San Luis Potosí, México. Nota científica. Acta Zoológica Mexicana. 28(2): 482-486.
- Martínez, C. J. M., Rosas, R. O. C., Martínez, M. J. F., Tarango, A. L. A., Clemente, S. F., Crosby, G. M. M. y Sánchez, H. M. D. 2011. Distribución del ocelote (*Leopardus pardalis*) en San Luis Potosí, México. Revista Mexicana de Biodiversidad. 82 (3): 997-1004.
- Martínez, A. C., Múgica, G. M., Castell, P. C. y Lucio, F. J. V. 2009. Monografía 02: Conectividad ecológica y áreas protegidas. Herramientas y casos prácticos. EUROPARC-España. Ed. FUNGOBE. Madrid. Pp. 86.
- Martínez, C. J. M. 2009. Nuevos registros y distribución del ocelote (*Leopardus pardalis*) en el noreste de México. Tesis de Maestría. Colegio de Posgraduados, Campus Montecillo, Texcoco. Estado de México. Pp. 96.
- Mas, J. F., Díaz, G. J. R., y Pérez, V. A. 2003. Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. Boletín del Instituto de Geografía: Investigaciones Geográficas, UNAM. Núm. 51. Pp. 53-72.
- Mas, J. F. 1998. Deforestación y fragmentación forestal en la región de la laguna de términos, Campeche: un análisis del periodo 1974-91. En: http://indi2.igegraf.unam.mx/ua_morelia/_private/1998/Selper98/te3w.htm (acceso 10 de febrero de 2008).
- Mather, P. M. 2004. Computer processing of remotely-sensed images: an introduction. England: Wiley 3 rd. Pp. 442.
- McGarial, K. y Marks, B. 1996. Nomenclatura, formulación y descripción de los índices espaciales del paisaje utilizados. Pp. 11.
- McGarial, K. y Marks, B. 1994. FRAGSTATS: A Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Versión 2.0, Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis, Oregon. USA.

- Medina, T. S. M., García, M. E., Márquez, O. M., Romero, M. A., Vaquera, H. H y Martínez, M. M. 2015. Relación hábitat-densidad de *Odocoileus virginianus couesi* (Coues y Yarrow, 1875) en la Sierra del Laurel, Aguascalientes. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 6(32): 17-36.
- Medina, T. S. M., García, M. E., Márquez, O. M., Vaquera, H. H., Romero, M. A. y Martínez, M. M. 2008. Factores que influyen en el uso de hábitat por el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus Couesi*) en la Sierra del Laurel, Aguascalientes, México. *Acta Zoológica Mexicana*. 24(3): 191-212.
- Merchant, J. W., y Narumalani, S. 2009. Integrating Remote Sensing and Geographic Information Systems. In *The SAGE Handbook of Remote Sensing* (Vol. 216). SAGE Publications. doi:10.4135/978-1-8570-2105-9.n18.
- Miranda, F. G. y Hernández, X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Bol. Soc. Bot. Mex.* Pp. 29-179.
- Moore, F. 2011. Determinación de uso de suelo mediante imágenes Landsat, Campaña 2008/9-Departamentos Marcos Juárez y Unión. Simposio Brasileño de sensores remotos. Curitiba, Brasil. Pp. 8.
- Mora, S. A. 2016. Consulta personal. Departamento de Producción Forestal, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara.
- Moreno, R., Kays, R., Giacalone, W. J., Aliaga, R. E., Mares, R. y Bustamante, A. 2012. Ámbito de hogar y actividad circadiana del ocelote (*Leopardus pardalis*) en la Isla de Barro Colorado, Panamá. *Revista Mesoamericana*. 16 (3): 30-39.
- Moreno, R. y Bustamante, A. 2009. Datos ecologicos del Ocelote (*Leopardus pardalis*) en Cana, Parque Nacional Darién, Panamá; Utilizando el método de cámaras trampa. *Tecnociencia*. 11(1): 91-102.
- Moser, D., G. Zechmeister, H., Plutzer, Ch., Sauberer, N., Wrbka, T. and Grabherr, G. 2002. Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecology* 17: 657-669.
- Música, M., De Lucio, F. M. A., Martínez, A. C., Sastre, O. P., Atauri-Mezquida, J. A. y Montes, O. C. 2002. Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos, RENP y S. A., Madrid; Pp. 27-47.

- Noguera, F. A., Vega, R. J. H., García, A. A. N. 2002. Historia Natural de Chamela: *Odocoileus virginianus sinaloae* (J. A. Allen 1903). Venado cola blanca. Universidad Autónoma de México. Pp. 11.
- Nolasco, M., Willington, E. y Bocco, M. 2014. Clasificación del uso de suelo en agricultura a partir de series temporales de imágenes Landsat. Congreso Argentino de Agro Informática. Universidad de Palermo, Buenos Aires, Argentina. Pp. 64-73.
- O'Farrill, G., Gauthier, S. K., Rayfield B., Bodin, Ö., Calme, S., Sengupta, R. y González, A. 2014. El potencial de conectividad de las charcas (Redes) y de la eficacia de un área protegida en diversas situaciones de sequía. PLoS ONE 9 (5): En <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0095049> (acceso 30 de octubre de 2016).
- Ontiveros, Ch. J. C. 2012. Evaluación del crecimiento de cervatos cola blanca Texanos (*Odocoileus virginianus texanus*), alimentados con diferentes fórmulas lácteas. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México. Pp. 113.
- Ordoñez, H. A. E. y Serna, C. J. P. 2015. Análisis superficial y multitemporal de imágenes Landsat 7 ETM+ y Landsat 8 OLI TIRS en el proyecto carbonífero La Luna entre los años 2001 y 2015. Universidad de Manizales. Facultad de Ciencias e Ingeniería. Pp. 88.
- Ortega, C. C. A. 2007. Estudio temporal de la fragmentación forestal del Área de Protección de Flora y Fauna “Sierra de Quila” en el estado de Jalisco, mediante sistemas de información geográfica. Tesis de Licenciatura. Universidad de Guadalajara. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Zapopan, Jalisco. Pp. 29-36.
- Ortiz, M. T., Gallina, S., Briones, S. M. y González, G. 2006. Densidad poblacional y caracterización del hábitat del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus oaxacensis*, Golman y Kellog, 1940) en un bosque templado de la Sierra Norte de Oaxaca, México. Acta Zoológica Mexicana. 21(3): 65-78.
- Palomo, M. G., García, A. R., Ponce, S. G. y Moreira, R. J. F. 2014. Abundancia, densidad y patrones de actividad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) utilizando trampas cámara en el Biotopo Protegido Dos Lagunas, Peten, Guatemala. Revista de la Universidad del Valle de Guatemala. 29: 39-46.

- Pascual, H. L. y Saura, M. S. 2007. Integración de la conectividad ecológica de los bosques en los instrumentos de planificación forestal a escala comarcal y regional. Propuesta metodológica y nueva herramienta de decisión. Revista Montes, España. Pp.13.
- Pascual, H. L. y Saura, M. S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. Landscape Ecology. 21:959–967.
- Paviolo, A., Crawshaw, P., Caso, A., de Oliveira, T., López, G. C.A., Kelly, M., De Angelo, C. & Payan, E. 2015. *Leopardus pardalis*. The IUCN Red List of Threatened Species:T11509A97212355. En: <http://www.iucnredlist.org/details/11509/0> (acceso 04 octubre 2015).
- Payán, G. E. y Soto, V. C. 2012. Los Felinos de Colombia. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia. Pp. 48.
- Pérez, C. F. y de la Riva, F. J. 1998. El empleo de imágenes Landsat TM para la detección y cartografía de áreas incendiadas en el Prepirineo Occidental Oscense. Geographicalia. 36, Pp. 131-145.
- Pérez, I. G. y Santos, M. A. 2015. El ocelote: el que está marcado con manchas. CONABIO. Biodiversitas, 117: 7-5.
- Posada, E., Ramírez, D. H. M., y Espejo, D. N. C. 2011. Manual de prácticas de percepción remota con el programa ERDAS IMAGINE. Bogotá DC 2012. Pp. 154.
- PONS, 2017. Online Dictionary. En: <http://en.pons.com/translate> (acceso 10 de enero de 2017).
- Primack, R., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massardo. 2001. Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas Latinoamericanas. 1ª edición. Fondo de Cultura Económica. México, D.F.
- Quintero, M. F. 2016. Corredor biológico Sierra de Ahuiculco-Bosque La Primavera. Revista Sentidos de La Primavera. Num.1. Pp. 13. En: http://www.bosquelaprimavera.com/RevistaPDF/Sentidos_Marzo2016.pdf (acceso 26 de septiembre de 2016).

- Rabinowitz, A. y Zeller, K. A. 2010. Un modelo de conectividad de paisaje y conservación para el Jaguar, *Panthera onca*, a lo largo de su distribución. *Biological Conservation* 143: 949-945.
- Ramírez, M. M. M., Iñiguez, D. L. I. e Ibarra, L. M. P. 2014. Carnívoros del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila, Jalisco. *THERYA* 5 (2): 437-448.
- Ramírez, B. O. E., Bravo, C. E., Hernandez, S. C., Schinkel, B. S. and Chris, K. 2010. Ocelot (*Leopardus pardalis*) distribution in the state of Puebla, Central Mexico. *THERYA*. 1 (2): 111-120.
- Rempel, R. S. y Carr, A. P. 2003. Patch analyst extension for ArcView: version 3.0. En: <http://flash/lakeheadu.ca/rrempe/patch/index.html> (acceso agosto de 2007).
- Reyes, C. P. 1995. Bioestadística aplicada. Agronomía, Biología y Química. 2ª ed. México. Trillas. Pp. 216.
- Rodríguez, M. y Rosales, J. 2004. Cobertura de la tierra, usos asociados y análisis de paisaje en el corredor ribereño bajo Orinoco. Universidad Nacional Experimental de Guayana, Centro de Investigaciones Ecológicas de Guayana; Publicado en las Memorias del Congreso de Geografía, en Noviembre de 2004. *COPERNICO Revista arbitrada de divulgación científica*. 9 (23): 15-23
- Romero, A. J. y Medellín, R. A. 2005. *Odocoileus virginianus*. Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Base de datos SNIB-CONABIO. Proyecto U020. México. D. F. Pp.6
- Romero, V. M. 2005. Cambios en la estructura del paisaje del I'Alt Empordá en el periodo 1957-2001. Tesis de Doctorado. Departament de Geografia Història i Història de I'Art. Universitat de Girona, España. Pp. 307.
- Ruan, T. I. 2006. Efectos de la fragmentación sobre las comunidades de pequeños mamíferos en remanentes de bosque mesófilo de montaña del centro de Veracruz. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología A. C. Xalapa, Veracruz, México. Pp.76.

- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa. México. Pp. 283-313.
- SAGARPA, 2015. Corredor Ecológico de La Sierra Madre Oriental (CESMO). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. En: <http://www.gob.mx/sagarpa/articulos/corredor-ecologico-de-la-sierra-madre-oriental-cesmo> (acceso 26 de septiembre de 2016).
- Santos, T. y Tellería, J. L. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat. Efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*. 15(2): 3-12.
- Saldaña, R. N., Zavala, S. A., Cabrera, S. J. M., Serwatowski, R. García, B. S., Gutiérrez, V. C., Flores, O. A. y Flores, G. Á. 2012. Discriminación de la superficie agrícola sembrada bajo labranza de conservación empleando análisis multitemporal. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, estado de México, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 4: 679-689.
- Sánchez, M. C. M., Cushman, S., San Miguel Ayanz, A. y Saura, S. 2013. Mejora de la calidad y conectividad del hábitat forestal del oso pardo en la Cordillera Cantábrica: propuesta metodológica e implicaciones de gestión. *Sociedad Española de Ciencias Forestales*. Pp. 16.
- Sánchez, C. S., Flores, M. A., Cruz, L. I. A. y Velázquez, A. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas, en *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, Pp. 75-129.
- Sánchez, R. G., Aguilar, M. C. y Hernández, C. E. 2009. Estudio poblacional y uso de hábitat por el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en un bosque templado de la Sierra de Pachuca, Hidalgo, México. *Tropical Conservation Science*. 2(2): 204-214.
- Sánchez, R. G., Gallina, S. y Mandujano, S. 1997. Área de actividad y uso de hábitat de dos venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en un bosque tropical de la costa de Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana*. 72: 39-54.
- Sandoval, H. y Núñez, J. M. 2016. Cuantificación de la composición biofísica de los ambientes urbanos de la ciudad de Mérida, Yucatán, basada en el análisis de imágenes Landsat TM/ETM+/OLI (1986-2014). En Alatorre, C. L. C., Bravo, P. L. C., Wiebe, Q. L. C., Torres, O. M. E., Uc, C. M. I. y González, L. M. O. (Coord.). *Estudios Territoriales en México: Percepción Remota y Sistemas de Información Espacial*. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciudad Juárez, México, Pp. 187-207.

- Santiago, P. A. L., Villavicencio, G. R. F., Godínez, H. J. de J., Chávez, A. J. M. y Toledo, G. S. L. 2012. Tamaño de fragmentos forestales en el bosque de pino-encino, Sierra de Quila, Jalisco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 3 (14): 23-37.
- Sastre, P., de Lucio, J. V. y Martínez, C. 2002. Modelos de conectividad del paisaje a distintas escalas. Ejemplos de aplicación en la comunidad de Madrid. *Ecosistemas* 2002/2. En: <http://www.aet.org/ecosistemas/022/investigacion5.htm> (acceso 07 de septiembre de 2016).
- Saura, S. y Torne, J. 2012. Conefor Sensinode 2.6. User's Manual. Quantifying the importance of habitat patches and links for maintaining or enhancing landscape connectivity through spatial graphs and habitat availability (reachability) metrics. Spain. University of Lleida. Pp.18.
- Saura, S. y Rubio, L. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33:523-537. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x.
- Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C. y Rodríguez, F. M. 2011. Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forest (1990-2000). *Ecological Indicators*. 11. Pp. 407-416.
- Saura, S. y J. Torné. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24: 135-139.
- Saura, S. y Pascual, H. L. 2007. Conefor Sensinode 2.2. User's Manual. Software for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity through graphs and habitat availability indices. Spain. University of Lleida. Pp. 52.
- Saura, S. y Martínez, M. J. 2001. Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*; 2001. 67 (9): 1027-1036.
- Segura, C. M. A., Ortiz, S. C. A. y Gutiérrez, C. Ma. del C. 2004. Localización de suelos de humedad residual a partir de imágenes de satélite: Parte 2. Factores que Influyen en su Reflectancia y Clasificación Supervisada con los Procedimientos: Mínima Distancia y Máxima Verisimilitud. *Terra Latinoamericana*, Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. Chapingo, México 22(2): 135-142.

- Segura, C. M. A., Ortiz, S. C. A. y Gutiérrez, C. Ma. del C. 2003. Localización de suelos de humedad residual a partir de imágenes de satélite: Clasificación automática supervisada de la imagen. *Terra Latinoamericana*, Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. Chapingo, México. 21(2): 149-156.
- SEMARNAT. 2014. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Plan de manejo tipo para la conservación y aprovechamiento sustentable del Venado Cola Blanca (*Odocoileus virginianus*) en climas templados y tropicales de México extensiva y cría en cautiverio. México, D.F. Pp. 71.
- SEPAF, 2015. Dirección General de Tecnologías de la información-SEPAF. Secretaria General de Gobierno del Estado de Jalisco. Direcciones municipales: Municipios de Jalisco. En: <http://www.jalisco.gob.mx/jalisco/municipios> (acceso 17 de junio de 2016).
- Smith, M. A. y Green, D. M. 2005. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations?. *Ecography* 28: 110-128.
- Stevens, V. M., Trochet, A., Blanchet, S., Moulherat S., Clobert, J. y Baguette, M. 2013. Dispersal syndromes and the use of life-histories to predict dispersal. *Evolutionary Applications*. 6:630-642.
- Sutherland, G. D., Harestad, A. S., Price, K. y Lertzman, K. P. 2000. Scaling of Natal Dispersal Distances in Terrestrial Birds and Mammals. *Conservation Ecology* 4(1): 16.
- Tadeo, D. L. T. M. 2015. Heterogeneidad del paisaje y percepción remota. Evaluación de métodos para clasificar la cobertura vegetal en el occidente de México. Tesis de Maestría. Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara. Pp. 118.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K. y Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*. 68(3): 571-573.
- Tejeda, C. C. 2009. Ecología, conservación y manejo de ungulados silvestres en paisajes fragmentados de la Selva Lacandona, Chiapas, México. Tesis de Doctorado. Colegio de la Frontera Sur. ECOSUR. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas. Pp. 223.

- Tewes, M. E. y Hughes, R. W. 2001. Ocelot management and conservation along transportation corridors in Southern Texas. En: Proceedings of the 2001 International Conference on Ecology and Transportation, Eds. Irwin, CL., Garrett, P., McDermott, K. P. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC: Pp. 559-564.
- Troll, C. 2010. Ecología del paisaje. *Investigación Ambiental* 2(1): 94-105.
- USGS, (2016), "Landsat Missions", U.S. Geological Survey (USGS). http://landsat.usgs.gov/best_spectral_bands_to_use.php (30 de junio de 2016).
- USGS. 2014. U.S. Geological Survey (USGS). Landsat Missions. En: http://landsat.usgs.gov/descriptions_for_the_levels_of_processing.php (acceso 02 de diciembre de 2014).
- Valdez, J. V. D., García, B. C. M., y Quintero, D. G. E. 2013. Presencia del Ocelote (*Leopardus pardalis*) en la Sierra del Laurel, Municipio de Calvillo, Aguascalientes, México. *Acta Zoológica Mexicana*. 29(3):688-692.
- Vargas, L. B. 2013. Manual de mejores prácticas de manejo forestal para la conservación de la biodiversidad en ecosistemas templados de la región norte de México. Impresos Florida S.A. de C.V. CONAFOR. México. Pp. 87.
- Vargas, U. G. 2008. Fragmentación y conectividad de ecosistemas en el sector del proyecto geotérmico Miravallles y sus alrededores. 1975-2007. *Revista Reflexiones*, 87(2): 9-38.
- Velazco, M. C. G. y Peña, M. J. L. 2015. Nuevo registro de ocelote (*Leopardus pardalis*) en el estado de Nuevo León, México. *Acta Zoológica Mexicana*. 31 (3): 470-472.
- Vidal, M. y Amigo, J. M. 2012. Pre-processing of hyperspectral images. Essential steps before image analysis. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* doi:10.1016/j.chemolab.2012.05.009. Núm.117. Pp. 138-148.
- Vila, S. J., Varga, L. D., Llausás, P. A. y A. Ribas P. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documento Análogo Geográfico*. 48: 151-166.
- Villa, M. A., Martínez, M. E. y López, G. C. A. 2002. Ocelot (*Leopardus pardalis*) Food habits in a tropical deciduous forest of Jalisco, México. *BioOne*. 148(1):146-154.
- Villanueva, A., J. A. (Ed.) 2007. Tercer inventario forestal nacional 1997-2007. Cataluña Lleida. Ministerio de Medio Ambiente. España. Pp. 530.

- Villarreal, EB. O., Villarreal, G. J., Viejo, G. J., Reséndiz, M. R. y Romero, C. S. 2014. Nuevas categorías de trofeos de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) del Safari Club Internacional, para México. *Revista Colombiana de Ciencia Animal. RECTA.* 6(2):382-388.
- Villarreal, E. B. O. A. y Marín, F. M. M. 2005. Agua de origen vegetal para el venado cola blanca mexicano. *Archivos de Zootecnia.* 54(206-207): 191-196.
- Villavicencio, G. R., Avila, C. R., Treviño, G. E. y Muñiz, C. M. A. 2016. Cartografía de la cobertura vegetal y uso actual del suelo de la Sierra de Quila, Jalisco, México. En: Alatorre, C. L. C., Bravo, P. L. C., Wiebe, Q. L. C., Torres, O. M. E., Uc, C. M. I. y González, L. M. O. (Coord.). *Estudios Territoriales en México: Percepción Remota y Sistemas de Información Espacial.* Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciudad Juárez, México, Pp. 49-61.
- Villavicencio, G. R., Barrera, S. C. F., Contreras, R. S. H. y Lecanda, T. C. 2010. Estado actual de la fragmentación de manglar, Estado de Nayarit, México. *Memorias del XIV Simposio Internacional SELPER (Sociedad Latinoamericana de Percepción Remota y Sistemas de Información Espacial).* ISBN: 978-607-441-100-3. Pp. 132.
- Villavicencio, G. R., Saura, M de T. S., Santiago, P. A. L. y Chávez, H. A. 2009. La conectividad forestal de las áreas protegidas del estado de Jalisco con otros ambientes naturales. *Scientia-CUCBA* 11(1-2):43-50.
- Villavicencio, G. R. 2004. Kartierung von Vegetationsstrukturen und deren Veränderung in Naturschutzgebieten mit Hilfe von Fernerkundung und terrestrische Inventurverfahren: Dargestellt am Beispiel des Schutzgebietes für Flora und Fauna Sierra de Quila im Bundesstaat Jalisco im Westen Mexikos. *Cuvillier Verlag, Göttingen. Deutschland.* Pp. 161.
- Weber, M. 2014. Temazates y venados cola blanca tropicales. En: Valdez, R. y Ortega, S. J. A. (editores) *Ecología y Manejo de Fauna Silvestre en México.* Colegio de Posgraduados y Biblioteca Básica de Agricultura. Edición 2014, Guadalajara Jalisco México. Pp.421- 452.
- Whitmee, S. y Orme, D. L. 2013. Predicting dispersal distance in mammals: a trait-based approach. *Journal of Animal Ecology.* 82: 211-221.

- With K. A., Gardner, R. H. y Turner, M. G. 1997. Landscape connectivity and population distribution in heterogeneous landscapes. *Oikos*, Copenhagen; 78: 51-169.
- Zarza, V. H. 2006. Ficha técnica de *Leopardus pardalis*. En: Medellín, R. (compilador). Los mamíferos mexicanos en riesgo de extinción según el PROY-NOM-059-ECOL-2000. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. W005. México, D.F.
- Zepeda, K. 2013. Áreas Naturales Protegidas. Secretaria de medio ambiente y desarrollo territorial (SEMADET). En: <http://semadet.jalisco.gob.mx/medio-ambiente/biodiversidad/areas-naturales-protegidas/102> (acceso 12 de agosto de 2016).
- Zúñiga, R. T., Godoy, J. C., Elton, C., Galindo, L. C., Cardenal, L., Paniagua, J. y Cortes, A. 2002. Proyecto para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano, una plataforma para el desarrollo sostenible regional. 1a ed. Managua, Nicaragua: Pp. 24.