



# UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

---

## FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO

CENTRO DE INVESTIGACIONES EN GEOGRAFÍA AMBIENTAL

ANÁLISIS DEL CAMBIO EN LA CONECTIVIDAD DEL PAISAJE (1975-2008)  
DE LA CUENCA DEL LAGO CUITZEO, MICHOACÁN COMO MARCO PARA  
LA IDENTIFICACIÓN DE ESCENARIOS DE CONSERVACIÓN

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE  
MAESTRO EN GEOGRAFÍA

ORIENTACIÓN EN MANEJO INTEGRADO DEL PAISAJE

P R E S E N T A :

CAMILO ANDRÉS CORREA AYRAM

DIRECTOR DE TESIS: DR. MANUEL E. MENDOZA CANTÚ



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

*Cami, esposa amada, apenas a los tres días de casarnos nos embarcamos en una nueva vida lejos de nuestras familias y amigos pero unidos por el amor que siempre nos ha caracterizado, quiero dedicarte este logro con todo mi corazón, espero que toda la vida cosechemos juntos muchos más y podamos seguir cumpliendo nuestros sueños, para mí no hay alegría más grande que estar siempre a tu lado. TE AMO*

## **AGRADECIMIENTOS**

Este trabajo hace parte del proyecto titulado “Dinámica espacio temporal del bosque mesófilo de montaña del Sistema Volcánico Transversal en el estado de Michoacán, bajo un enfoque de paisaje. Clave IN111811.

Quiero agradecer especialmente a mi director de tesis, Dr. Manuel E. Mendoza Cantú por su apoyo durante el desarrollo de este trabajo, sus acertados comentarios y valiosa amistad.

A cada uno de los biólogos encuestados de varios Institutos y Universidades de México, especialmente a quienes fueron entrevistados en la Facultad de Ciencias y en el Instituto de Ecología de la UNAM por su amable opinión y atención prestada.

A los profesores del CIGA por compartir sus conocimientos y aportar en mi crecimiento académico. Quiero agradecer especialmente al Director del CIGA Dr. Gerardo Bocco y al Coordinador de Docencia Dr. Manuel Bollo por su valiosa colaboración al inicio de la maestría, por su interés y apoyo para culminar mis estudios satisfactoriamente.

A mis amigos de la maestría (Betty, Carlos, Yunuen, Anita, Lupita, Yuri, Abe y Jerry) por hacer excesivamente agradable y alegre mi estadía en Morelia, me llevo los mejores recuerdos de ustedes. En especial quiero agradecerle a Betty por ser una amiga incondicional. A Carlos Dobler por su amistad y su apreciable apoyo en campo.

Finalmente quiero agradecer a mi familia en Colombia la cual se ha multiplicado por dos ahora en esta nueva vida de casado, gracias por creer siempre en mí y por apoyarnos. A Elizabeth mi madre, a mi padre Hernando y a mis cinco hermanos (Chabi, Maito, Kiss, Soni y Rocy) y todos mis sobrinos que adoro. Un especial agradecimiento a mis suegros Ruth y Fernando por toda la ayuda y amor que nos han brindado. A mi esposa Camila por ser la chispa de mi vida, por tanta alegría, buenos momentos y por tenerme paciencia siempre en los momentos difíciles. A nuestra hija Tita por su compañía, sobre todo en Morelia y por ser un ejemplo de lealtad y nobleza.

# Tabla de Contenido

<b>CAPÍTULO I</b> .....	1
1.1 INTRODUCCIÓN .....	1
1.2 OBJETIVOS .....	4
1.2.1 OBJETIVO GENERAL: .....	4
1.2.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS: .....	4
1.3 HIPOTESIS Y PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN .....	5
1.4 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO .....	6
1.4.1 UBICACIÓN .....	6
1.4.2 GENERALIDADES DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS .....	7
1.4.3 TIPOS DE COBERTURA VEGETAL .....	11
1.5 MARCO CONCEPTUAL .....	17
1.5.1 COBERTURA, ESTRUCTURA DEL PAISAJE Y PARCHES DE HÁBITAT .....	17
1.5.2 ECOLOGÍA DEL PAISAJE Y LA CUANTIFICACIÓN DE PATRONES Y PROCESOS .....	18
1.5.3 PAISAJE Y CONECTIVIDAD .....	19
1.6 MARCO DE ANTECEDENTES .....	20
1.7 MARCO TEÓRICO .....	22
1.7.1 TEORÍA ECOLÓGICA DEL PAISAJE .....	22
1.7.2 TEORÍA DE GRÁFICAS .....	23
1.7.3 TEORÍA DE CIRCUITOS .....	23
1.8 MARCO REFERENCIAL .....	25
1.9 PROCESO METODOLÓGICO .....	26
1.10 BIBLIOGRAFÍA .....	28
<b>CAPÍTULO II</b> .....	33
ANÁLISIS DEL CAMBIO EN LA CONECTIVIDAD ESTRUCTURAL DEL PAISAJE (1975-2008) EN LA CUENCA DEL LAGO CUITZEO, MICHOACÁN .....	33
2.1 INTRODUCCIÓN .....	33
2.2 OBJETIVO .....	34
2.3 METODOLOGÍA .....	34
2.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	37
2.4.1 CONFIGURACIÓN ESPACIAL EN EL NIVEL DE PAISAJE .....	37

2.4.2 COMPOSICIÓN DEL PAISAJE .....	41
2.4.3 CONECTIVIDAD Y AISLAMIENTO EN EL NIVEL DE PAISAJE .....	43
2.4.5 CONFIGURACIÓN ESPACIAL EN EL NIVEL DE CLASE (TIPOS DE COBERTURA) .....	44
2.4.6 COMPOSICIÓN DEL PAISAJE EN EL NIVEL DE CLASE.....	48
2.4.7 CONECTIVIDAD Y AISLAMIENTO EN EL NIVEL DE CLASE .....	51
2.5 CONCLUSIONES .....	58
2.6 BIBLIOGRAFÍA.....	59
<b>CAPÍTULO III</b> .....	<b>62</b>
ANÁLISIS DEL CAMBIO EN LA CONECTIVIDAD FUNCIONAL (1975-2008) EN LA CUENCA DEL LAGO CUITZEO, MICHOACÁN.....	62
3. INTRODUCCIÓN .....	62
3.1 OBJETIVOS.....	63
3.2 METODOLOGÍA.....	63
3.2.1 SELECCIÓN DE ESPECIES FOCALES.....	63
3.2.2 MODELO DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE ESPECIES .....	65
3.2.3 VALORACIÓN DEL GRADO DE RESISTENCIA .....	67
3.2.4 SELECCIÓN DE PARCHES DE HÁBITAT .....	67
3.2.5 CLASIFICACIÓN MORFOLÓGICA DE LOS PATRONES ESPACIALES DE LOS PARCHES DE HÁBITAT.....	69
3.2.6 VALORACIÓN FINAL DE LA RESISTENCIA CON BASE EN OPINIÓN EXPERTA .....	70
3.2.7 CORROBORACIÓN EN CAMPO DE LOS PARCHES DE HÁBITAT SELECCIONADOS .....	71
3.2.8 ELABORACIÓN DE MAPAS DE RESISTENCIA DEL PAISAJE.....	72
3.2.9 MODELAMIENTO DE LA CONECTIVIDAD FUNCIONAL.....	73
3.2.10 APLICACIÓN DE ÍNDICES INTEGRALES DE CONECTIVIDAD .....	76
3.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	79
3.3.1 CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS GENERALES DE LAS ESPECIES FOCALES .....	79
3.3.2 MODELO DE DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES FOCALES .....	79
3.3.3 SELECCIÓN DE PARCHES DE HÁBITAT.....	87
3.3.4 CLASIFICACIÓN MORFOLÓGICA DE LOS PATRONES ESPACIALES DE LOS PARCHES DE HÁBITAT.....	94
3.3.5 VALORACIÓN DE LA RESISTENCIA .....	100
3.3.6 CORROBORACIÓN EN CAMPO DE LOS PRINCIPALES PARCHES DE HABITAT .....	105

3.3.7 MODELAMIENTO DE LA CONECTIVIDAD FUNCIONAL.....	108
3.3.8 IMPORTANCIA DE LOS PARCHES DE HABITAT EN LA CONECTIVIDAD DEL PAISAJE .....	121
3.4 CONCLUSIONES .....	128
3.5 BIBLIOGRAFÍA .....	130
<b>CAPÍTULO IV</b> .....	<b>135</b>
4.1 CONCLUSIONES GENERALES .....	135
ANEXOS .....	138

## INDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1</b>	Ubicación general del área de estudio	<b>6</b>
<b>Figura 2</b>	Mapa de distribución de suelos de la cuenca del lago Cuitzeo	<b>9</b>
<b>Figura 3</b>	Mapa de subcuencas y drenajes de la cuenca del lago Cuitzeo	<b>10</b>
<b>Figura 4</b>	Mapa generalizado de cobertura de la tierra	<b>12</b>
<b>Figura 5</b>	Perfil altitudinal y cobertura asociada en el centro de la cuenca	<b>13</b>
<b>Figura 6</b>	Bosques de pino municipio de Queréndaro	<b>14</b>
<b>Figura 7</b>	Matorrales secundarios en la cuenca del lago Cuitzeo	<b>15</b>
<b>Figura 8</b>	Pastizales inducidos	<b>16</b>
<b>Figura 9</b>	Ejemplo de gráfica	<b>23</b>
<b>Figura 10</b>	Ejemplo de ruta de mínimo costo entre dos nodos	<b>24</b>
<b>Figura 11</b>	Proceso metodológico	<b>27</b>
<b>Figura 12</b>	Descripción general del software FRAGSTATS	<b>34</b>
<b>Figura 13</b>	Mapa de cobertura de la tierra (1975-1996-2000-2003-2008)	<b>38</b>
<b>Figura 14</b>	Número de parches en el total del paisaje	<b>39</b>
<b>Figura 15</b>	Tamaño promedio de parches en el total del paisaje	<b>39</b>
<b>Figura 16</b>	Densidad de parches en el total del paisaje	<b>39</b>
<b>Figura 17</b>	Índice del parche más grande en el nivel de paisaje	<b>41</b>
<b>Figura 18</b>	Dominancia y uniformidad de Shannon en el nivel de paisaje	<b>42</b>
<b>Figura 19</b>	Índice de proximidad en el nivel de paisaje	<b>43</b>
<b>Figura 20</b>	Tamaño promedio de parche en el nivel de clase	<b>45</b>
<b>Figura 21</b>	Densidad de parches en el nivel de clase	<b>45</b>
<b>Figura 22</b>	Índice del parche más grande en el nivel de clase	<b>47</b>

<b>Figura 23</b>	Porcentaje en el total del paisaje	<b>50</b>
<b>Figura 24</b>	Área de cada tipo de cobertura	<b>50</b>
<b>Figura 25</b>	Índice de proximidad media en el nivel de clase	<b>52</b>
<b>Figura 26</b>	Índice de proximidad media para los bosques cerrados, abiertos y semiabiertos y matorrales	<b>53</b>
<b>Figura 27</b>	Índice de conectancia en el nivel de clase	<b>55</b>
<b>Figura 28</b>	Índice de conectancia para las coberturas forestales	<b>55</b>
<b>Figura 29</b>	Índice de cohesión en el nivel de clase	<b>56</b>
<b>Figura 30</b>	Descripción general del software MaxEnt	<b>66</b>
<b>Figura 31</b>	Descripción general del software GUIDOS	<b>69</b>
<b>Figura 32</b>	Ejemplo de cálculo de media truncada	<b>71</b>
<b>Figura 33</b>	Mapa de los parches de hábitat corroborados	<b>71</b>
<b>Figura 34</b>	Cálculo para obtener el mapa de resistencia acumulado	<b>72</b>
<b>Figura 35</b>	Descripción general de la herramienta Linkage Mapper	<b>73</b>
<b>Figura 36</b>	Descripción general del software Circuitscape	<b>76</b>
<b>Figura 37</b>	Descripción general del software Conefor Sensinode	<b>77</b>
<b>Figura 38</b>	Puntos de ocurrencia del gato montés	<b>81</b>
<b>Figura 39</b>	Puntos de ocurrencia del cacomixtle	<b>82</b>
<b>Figura 40</b>	Área bajo la curva ROC (AUC) para <i>Bassariscus astutus</i>	<b>83</b>
<b>Figura 41</b>	Área bajo la curva ROC (AUC) para <i>Lynx rufus</i>	<b>84</b>
<b>Figura 42</b>	Probabilidad de ocurrencia de <i>Bassariscus astutus</i>	<b>86</b>
<b>Figura 43</b>	Probabilidad de ocurrencia de <i>Lynx rufus</i>	<b>87</b>
<b>Figura 44</b>	Mapa de aptitud de hábitat (1975-2008)	<b>91</b>
<b>Figura 45</b>	Parches de hábitat seleccionados para el año 2008	<b>92</b>
<b>Figura 46</b>	Representatividad de área de hábitat óptimo para las especies focales	<b>93</b>
<b>Figura 47</b>	Ejemplo de clasificación morfológica de los parches de hábitat 2008	<b>95</b>
<b>Figura 48</b>	Área de los parches de hábitat mayores a 200 ha	<b>96</b>
<b>Figura 49</b>	Cambio en el área de los elementos conectores del paisaje para el gato montés	<b>97</b>
<b>Figura 50</b>	Cambio en el área de los elementos conectores del paisaje para el cacomixtle	<b>97</b>
<b>Figura 51</b>	Cambio en el área de las categorías <i>islet</i> y <i>perforation</i>	<b>99</b>
<b>Figura 52</b>	Distribución del grado de resistencia para el gato montes en el año 2008	<b>103</b>
<b>Figura 53</b>	Porcentaje de ocupación de las categorías de resistencia para el cacomixtle	<b>104</b>

<b>Figura 54</b>	Porcentaje de ocupación de las categorías de resistencia para el gato montés	<b>105</b>
<b>Figura 55</b>	Parche de hábitat No1	<b>106</b>
<b>Figura 56</b>	Parche de hábitat No2	<b>106</b>
<b>Figura 57</b>	Parche de hábitat No3	<b>107</b>
<b>Figura 58</b>	Parche de hábitat No4	<b>107</b>
<b>Figura 59</b>	Parche de hábitat No5	<b>108</b>
<b>Figura 60</b>	Corredores de menor costo normalizado del gato montés	<b>112</b>
<b>Figura 61</b>	Corredores potenciales como ejemplo de escenario de conservación para el año 2008	<b>113</b>
<b>Figura 62</b>	Corredores de menor costo normalizado del cacomixtle	<b>115</b>
<b>Figura 63</b>	Mapa de probabilidad de conectividad para el gato montés	<b>118</b>
<b>Figura 64</b>	Mapa de probabilidad de conectividad para el cacomixtle	<b>119</b>
<b>Figura 65</b>	Valores de IIC para las dos especies focales	<b>122</b>
<b>Figura 66</b>	Número de componentes (NC) para las dos especies focales	<b>124</b>
<b>Figura 67</b>	Importancia de los parches de hábitat en la conectividad general del paisaje	<b>125</b>
<b>Figura 68</b>	Rangos de importancia de los parches de hábitat	<b>126</b>

#### **ÍNDICE DE TABLAS**

<b>Tabla 1</b>	Leyenda del mapa de cobertura de la tierra al año 2008	<b>11</b>
<b>Tabla 2</b>	Métricas de aislamiento y conectividad estructural	<b>37</b>
<b>Tabla 3</b>	Perfil de las características ecológicas generales de las especies focales	<b>80</b>
<b>Tabla 4</b>	Porcentaje de contribución de las variables al modelo de distribución del cacomixtle	<b>84</b>
<b>Tabla 5</b>	Porcentaje de contribución de las variables al modelo de distribución del gato montés	<b>85</b>
<b>Tabla 6</b>	Categorización de los tipos de cobertura para la selección de parches de hábitat	<b>88</b>
<b>Tabla 7</b>	Puntajes de aptitud de hábitat para cada variable	<b>90</b>
<b>Tabla 8</b>	Valoración final del grado de resistencia	<b>101</b>
<b>Tabla 9</b>	Información derivada de la rutas de mínimo costo del gato montés	<b>109</b>
<b>Tabla 10</b>	Relación de la distancia costo con la longitud de las RMC del gato montés	<b>110</b>
<b>Tabla 11</b>	Información derivada de la rutas de mínimo costo del cacomixtle	<b>114</b>
<b>Tabla 12</b>	Relación de la distancia costo con la longitud de las RMC del cacomixtle	<b>114</b>
<b>Tabla 13</b>	Características estructurales de los parches de hábitat según su importancia para la conectividad	<b>126</b>

## RESUMEN

La cuenca del lago Cuitzeo es una importante área ecológica con una fuerte presión sobre las coberturas de tipo arbóreo y arbustivo, las cuales son elementos claves en el mantenimiento de la biodiversidad. En este sentido, se realizó un análisis del cambio en la conectividad del paisaje de la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán, entre los años 1975 y 2008, como marco para la identificación de áreas prioritarias para la conservación de la integridad ecológica de la cuenca. El análisis se abordó con base en dos ejes temáticos principales: La conectividad estructural y la conectividad funcional. Los periodos de estudio corresponden a 1975-1996, 1996-2000, 2000-2003, y 2003-2008. En este sentido, la conectividad estructural fue analizada mediante la aplicación de métricas del paisaje con base en los mapas de cobertura de cada periodo de tiempo previamente generalizados y estandarizados, posteriormente se realizó el análisis comparativo.

En cuanto a la conectividad funcional, primero se modeló la distribución potencial de dos especies focales con capacidad de dispersión contrastante, para determinar la aptitud y disponibilidad de hábitat potencial para cada especie. El modelo se elaboró utilizando puntos de ocurrencia y el enfoque de máxima entropía. Posteriormente, se calificó el grado de resistencia del paisaje por medio de opinión de expertos en la biología de las especies focales. En un rango de 0 a 100 se valoraron ocho variables que están relacionadas con la resistencia del paisaje. A medida que el valor se acerca a 100 mayor dificultad para el desplazamiento de la especie focal. Los valores finales se asignaron mediante el cálculo de la media “truncada”.

Posteriormente, se seleccionaron los parches de hábitat por medio de la sobreposición de las capas de hábitat potencial (modelo derivado de MaxEnt), hábitat actual (reclasificación de la cobertura en rangos de aptitud para cada periodo de tiempo) y de las variables valoradas por los expertos. Los resultados se dividieron en cuartiles, los dos intervalos inferiores se clasificaron como hábitat deficiente, el intermedio como subóptimo y el intervalo superior como hábitat óptimo. Los parches de hábitat óptimo se utilizaron en el análisis morfológico de los patrones espaciales y los parches con áreas mayores al tamaño mínimo de hábitat fueron corroborados en campo y utilizados finalmente como insumo para el modelamiento final de la conectividad.

Se obtuvieron los mapas de resistencia acumulada para cada periodo de tiempo a partir de la sobreposición entre las capas de resistencia generadas para cada variable previamente valoradas. Posteriormente, se llevó a cabo el modelamiento de la conectividad funcional. Como insumos del modelo se utilizaron los parches de hábitat óptimo y los mapas de resistencia acumulada, se obtuvieron las rutas de mínimo costo (basadas en teoría de gráficas) y los mapas de flujo de corriente (basados en teoría de circuitos) para cada periodo de tiempo. Las rutas de mínimo costo (RMC) corresponden a los corredores potenciales, los cuales se normalizaron unificando las RMC en un gradiente en el que cada pixel representa el valor mínimo de todos los corredores individuales normalizados. Por otro lado, los mapas de flujo de corriente expresan la distribución de los píxeles con alta probabilidad de movilidad entre los parches de hábitat. Posteriormente, para evaluar el estado de la conectividad del paisaje en cada periodo de tiempo se aplicaron índices integrales de conectividad. Por último, se calculó el índice de importancia de los parches para determinar cual ha sido la contribución individual de cada parche de hábitat en la conectividad general del paisaje.

Las coberturas de tipo arbóreo y arbustivo como los bosques cerrados, bosques abiertos y semiabiertos y matorrales presentaron una conectividad estructural bastante baja en contraste con las coberturas de origen antrópico como los pastizales inducidos y cultivos los cuales dominaron el paisaje a través del tiempo. En cuanto a la conectividad funcional, el índice integral de conectividad registró valores muy bajos asociados a una poca disponibilidad de hábitat para las dos especies focales. Sin embargo, el estudio de la contribución individual de los parches, dejó en claro la importancia de conservar los parches de hábitat con áreas muy grandes al encontrar una relación estricta entre el tamaño del parche y la capacidad de dispersión de las especies focales. Así mismo, la aplicación del enfoque basado en grafos y el otro en flujos de corriente resultó de gran aporte al estudio de la conectividad funcional al ser complementarios en cuanto a la identificación de corredores potenciales para la movilidad y la identificación de áreas de alta probabilidad de dispersión. En este sentido, el análisis de la conectividad del paisaje es un instrumento útil para la conservación de la biodiversidad y el manejo integrado del paisaje.

**Como citar este documento:**

**Correa Ayrám, C. A. 2012.** Análisis del cambio en la conectividad del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán como marco para la identificación de escenarios de conservación. Tesis de maestría. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA). Universidad Nacional Autónoma de México. 142 pp.

## ABSTRACT

The Cuitzeo lake basin is an important ecological area with a strong human pressure on forest cover, which is a key element for long term biodiversity support. Therefore, we study the landscape connectivity change as a framework for identification of potential conservation areas, in the years of 1975-1996-2000-2003 and 2008. The analysis was based on two main themes: structural connectivity and functional connectivity. Thus, structural connectivity was analyzed by applying landscape metrics based on the land cover maps of each year, previously generalized and standardized. Then, we performed a comparative analysis. In terms of functional connectivity, we modeled the two focal species potential distribution with contrasting dispersal ability and determined the habitat availability and suitability. Then, we identified the optimal habitat patches and produced the landscape cumulative resistance maps. We estimated the least cost paths (graph-based approach) and current flow maps (circuit theory approach). The least cost paths correspond to the potential corridors unified in a gradient; each pixel represents the minimum value of all normalized individual paths. The current flow maps represent the patches distribution with high probability of inter-patch mobility. For the landscape connectivity evaluation, we applied an integral index of connectivity (*IIC*) in each study period, and we determined the individual habitat patch contribution (*dIIC*) in the overall landscape connectivity. The forest land cover as a closed forest, semi closed forest and scrublands presented a low structural connectivity values in contrast to the human land cover as an induced grasslands and crops, which dominated the landscape over time. In terms of functional connectivity, the *IIC* index reported very low values associated with reduced focal species habitat availability. However, the individual habitat patch contribution study showed the conservation importance of very large areas of optimal habitat patch. The application of graph-based approach and current flow mapping were very useful and complementary in terms of the potential corridor for mobility estimation and the identification of high probability dispersion areas. Therefore, the landscape connectivity analysis provides a useful tool for identification of potential conservation areas and landscape planning.

# CAPÍTULO I

## 1.1 INTRODUCCIÓN

La conectividad del paisaje es necesaria para sostener y mantener la estabilidad de los procesos ecológicos que se encuentran espacialmente relacionados entre sí, como la dispersión, el flujo genético entre poblaciones aisladas, la migración y a largo plazo la evolución de la biodiversidad. En este sentido, el mantenimiento de la conectividad se convierte en una condición clave para la persistencia de la biodiversidad y requisito ecológico indispensable en las prácticas adecuadas de conservación y planificación del territorio (Laitha et al. 2011).

La conectividad enmarcada en los flujos de desplazamiento de las poblaciones de fauna resulta fundamental para la subsistencia de aquellas especies sensibles a la reducción y fragmentación de sus hábitats. Toda especie debe ser capaz de acceder a sus lugares de alimentación, refugio o cría y, en su caso, de realizar los desplazamientos que requiera.

El concepto original de conectividad del paisaje fue propuesto por Taylor et al. (1993), definido como “el grado en el cual el paisaje facilita o impide el movimiento a través de los parches de hábitat”. Recientemente, Taylor et al. (2006) explican la conectividad del paisaje como “la propiedad emergente de las interacciones especie-paisaje resultado de la relación entre procesos ecológicos (movimiento) y la estructura física del paisaje”. Así mismo, Taylor et al. (2006) consideran dos tipos de conectividad: estructural y funcional.

La conectividad estructural no tiene en cuenta el movimiento de los organismos a través del paisaje sino que se enfoca en las relaciones espaciales (distancias, proximidad, aislamiento, etc.) que se dan entre las coberturas o fragmentos de hábitat. En este sentido, la conectividad estructural es medida a través de índices del paisaje que se basan en el análisis espacial. La conectividad estructural aumenta cuando los fragmentos de hábitat o cobertura están más cercanos entre sí. Por otro lado, la conectividad funcional se refiere a la continuidad de flujos ecológicos a través del paisaje. La fragmentación de hábitats puede obstruir esa continuidad, siendo los movimientos de los organismos silvestres el fenómeno más estudiado (Gurrutxaga 2004). La conectividad funcional incrementa cuando algún cambio en la estructura del paisaje aumenta el grado de movimiento o flujo de organismos a través del paisaje (Taylor et al. 2006). En su mayoría, la conectividad funcional es evaluada por medio de modelos de distancia-costos los cuales no solo tienen en cuenta la distancia entre los parches de hábitat sino también

el grado de resistencia o fricción a la movilidad de los organismos entre dichos parches (Adriaensen et al. 2003).

La conectividad, es objeto prioritario de análisis desde la ecología del paisaje que estudia los patrones presentes en el paisaje y su relación con los procesos ecológicos. En otras palabras, se analizan las características estructurales y morfológicas que componen un territorio en un momento determinado y su cambio a lo largo del tiempo, infiriendo a la vez en su incidencia a nivel de funcionalidad ecológica, enfoque en el cual se basa el presente estudio (Vila et al. 2006). Dicho enfoque proporciona un marco amplio para el estudio de la función ecológica de fragmentos de hábitat en ambientes que han sido afectados por procesos antrópicos (Bennet 1999).

Según la CONABIO (2007) Michoacán ocupa el quinto lugar entre los estados más biodiversos de México y se destaca por su gran cantidad de especies vegetales de clima templado y por su diversidad de vertebrados con aproximadamente 1,238 especies, de las cuales 161 corresponden a mamíferos (Nuñez 2005). En particular, Hernández (1998) reporta 28 especies de mamíferos para la cuenca del lago Cuitzeo. Sin embargo, ha sido poco estudiada en cuanto al punto de vista mastozoológico. Así mismo, el acelerado aumento de la población urbana de la cuenca, la cual presentó un incremento del 187% en los últimos 30 años, ha generado una fuerte presión sobre los recursos naturales de la misma, los procesos de transformación antrópica han configurado un paisaje dominado por coberturas y usos del suelo como los pastizales y cultivos que han remplazado las coberturas naturales de tipo arbóreo y arbustivo, generado problemas ambientales como la fragmentación del hábitat y la reducción de la conectividad ecológica, afectando la estabilidad de poblaciones de fauna y sobretodo de mamíferos.

La problemática ambiental relacionada con la fragmentación del hábitat es una de las principales causas de la extinción de las especies en los últimos tiempos (Fahrig 2003). En este sentido, surge la necesidad de desarrollar estudios de este tipo, que integran el análisis de conectividad estructural y de la fragmentación con el análisis de la conectividad funcional.

En parte, el análisis fue posible debido a la amplia base de datos disponible, elaborada en más de 10 años de estudio sobre la transformación del paisaje en la cuenca (López et al. 2002, López et al. 2006, Mendoza et al. 2011) y por la información suministrada por biólogos expertos acerca de la resistencia que le ofrecen los elementos del paisaje a la

movilidad entre los fragmentos de hábitat de dos especies focales. El concepto de especie focal en ecología del paisaje se refiere a las especies que son utilizadas para “modelar la conexión estructural y funcional de un paisaje” (Watts 2007). En general son elegidas por presentar algún interés para la conservación, son especies contrastantes en sus requerimientos ecológicos, buena disponibilidad de los datos, o porque tienen un rango geográfico restringido a pesar de hábitats disponibles (Watts 2010). En este caso se seleccionaron dos especies de mamíferos terrestres con características ecológicas contrastantes, el gato montés (*Lynx rufus*) y el cacomixtle (*Bassariscus astutus*) que además corresponden a especies con estatus prioritarios para su conservación. La subespecie mexicana del gato montés *Lynx rufus escuinapae* está clasificada en peligro de extinción por el *U.S. Fish and Wildlife Service* y se encuentra reportada en el apéndice II del CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestres). En cuanto al cacomixtle (*Bassariscus astutus*), se encuentra dentro de la norma oficial mexicana (NOM-059 ECOL-2001) bajo el estatus de especie en riesgo de extinción y también es reportado en el apéndice II del CITES.

En este sentido, el presente estudio busca generar información sobre el cambio a través del tiempo en la conectividad del paisaje de la cuenca del lago Cuitzeo, para identificar áreas importantes para la conservación de la integridad ecológica de la cuenca. El capítulo uno provee un marco de referencia y una descripción de los principales conceptos descritos en el desarrollo del estudio. Así mismo, se explican las diferentes teorías en las que se enmarca el trabajo y los principales antecedentes en el tema. En el capítulo dos se lleva a cabo el análisis comparativo del cambio en la conectividad estructural, se explica para cada año de estudio (1975-1996-2000-2003 y 2008) los resultados de los índices de paisaje aplicados y se relacionan con el proceso de fragmentación y el estado de la conectividad estructural. En este capítulo y en el resto del estudio se utiliza el concepto de “parche” como sinónimo de “fragmento” (Sarmiento, 2001), refiriéndose a los parches como las unidades morfológicas relativamente homogéneas que se pueden diferenciar en el territorio (Forman 1995). En el tercer capítulo se analiza la conectividad funcional con base en dos enfoques, el primero derivados de la teoría de gráficas (rutas de mínimo costo) y el segundo de la teoría de circuitos (flujos de corriente). Finalmente se identifican los parches de hábitat más importantes para conservar la conectividad general de la cuenca. Por último en el capítulo cuatro se presentan las conclusiones generales del estudio.

## **1.2 OBJETIVOS**

### **1.2.1 OBJETIVO GENERAL:**

- Analizar los cambios en la conectividad del paisaje en la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán entre 1975 y el 2008 como marco para la identificación de escenarios de conservación.

### **1.2.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS:**

- Identificar la estructura y conectividad del paisaje en cada periodo de tiempo y realizar su análisis comparativo.
- Definir las especies focales con base en las características básicas de movilidad y preferencia de hábitat
- Identificar y clasificar los tipos morfológicos de fragmentación para cada periodo de tiempo con base en la disponibilidad de hábitat para las especies focales.
- Reconocer la distribución espacial de la resistencia de la matriz del paisaje para cada periodo de tiempo analizado y describir su variación como base para el estudio de la conectividad funcional.
- Conocer y comparar la distribución espacial de la conectividad funcional desde los dos enfoques propuestos (Rutas de mínimo costo y flujos de “corriente”).
- Conocer e identificar la contribución individual de cada parche de hábitat a la conectividad general del área de estudio.

### 1.3 PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN E HIPÓTESIS

Este estudio se enmarca a partir de la generación de las siguientes preguntas de investigación:

- ¿Cómo han sido los cambios a través del tiempo en los índices de conectividad estructural en el área de estudio y que efectos han ejercido en la configuración espacial del paisaje?
- ¿Cuáles son las características generales de movilidad y preferencias de hábitat de las especies focales?
- ¿Cómo se relaciona la configuración y estructura del paisaje con la conectividad espacial y funcional del área de estudio?
- ¿Cuáles han sido los cambios en la resistencia de la matriz del paisaje en los diferentes periodos de tiempo analizados?
- ¿Cuál ha sido la contribución de cada parche de hábitat a la conectividad general del paisaje analizado?

De este modo surgen principalmente dos planteamientos hipotéticos, en el primero se piensa que la conectividad del paisaje ha disminuido, teniendo en cuenta el alto grado de transformación al que ha sido sometida la cuenca del lago Cuitzeo a través del tiempo a causa de la implantación de coberturas con aprovechamiento más lucrativas como cultivos y pastizales, entre otras. En este contexto, se piensa que el alto grado de resistencia que ejerce la matriz del paisaje, afecta considerablemente el estado de la conectividad en el área de estudio. Así mismo, los parches de hábitat remanente que se encuentran funcionalmente conectados contribuyen muy poco a la conectividad general del paisaje.

Como segundo planteamiento, la estructura y configuración del paisaje ha mantenido un alto grado de conectividad del paisaje que debido a sus atributos de tamaño y forma han favorecido la continuidad de los flujos ecológicos ejerciendo una importante función

conectora entre fragmentos y fomentando la permeabilidad ecológica del entorno. Según esto, se piensa que la resistencia de la matriz antrópica no ha afectado ampliamente el estado de la conectividad en el área de estudio. Así mismo, los parches individuales de hábitat remanente contribuyen al mantenimiento de la conectividad general del paisaje.

## 1.4 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

### 1.4.1 UBICACIÓN

La cuenca del lago Cuitzeo, se encuentra ubicada entre los 19°30' y 20°05' latitud norte y 100°35' y 101°30' longitud oeste en los límites del estado de Michoacán y Guanajuato (Figura 1). Se localiza en el Sistema Volcánico Transversal y presenta aproximadamente una superficie de 4000 km<sup>2</sup>.

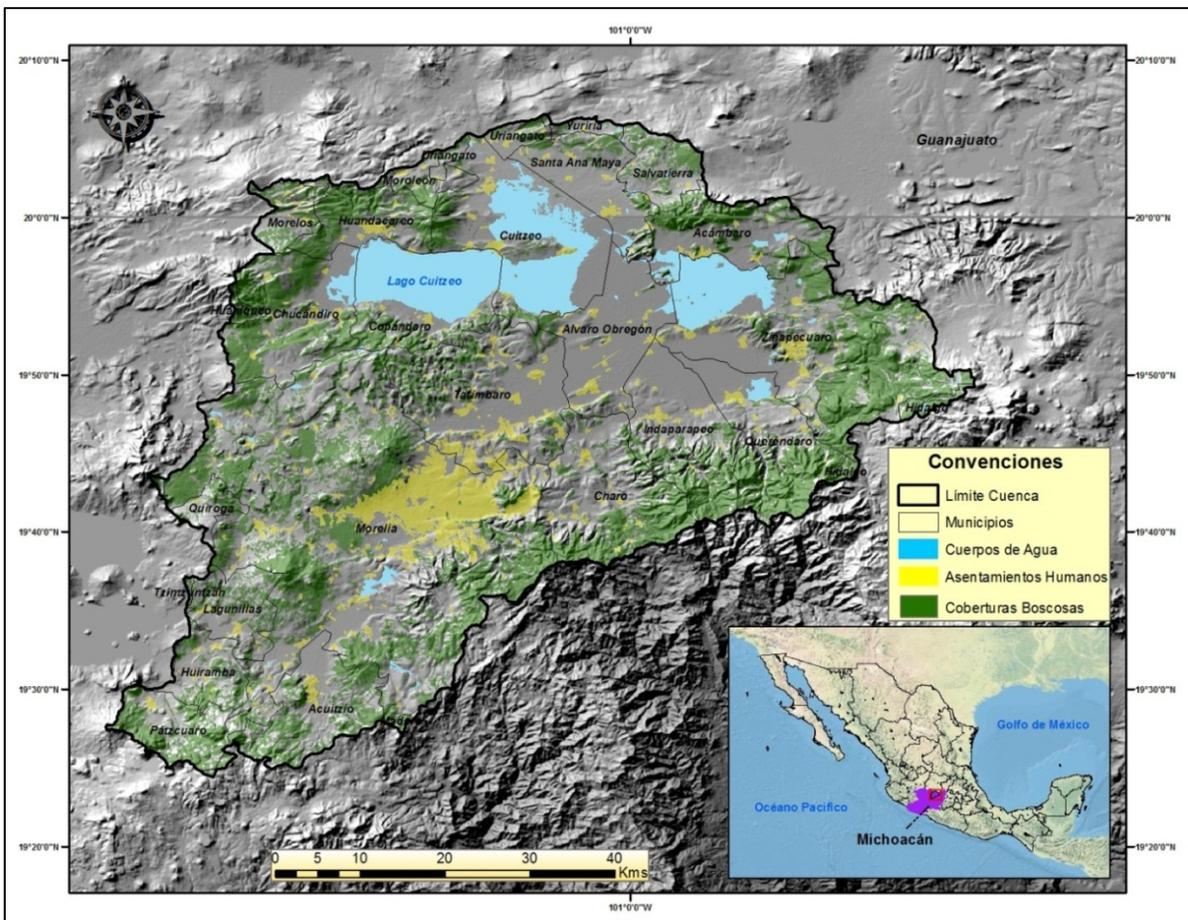


Figura 1. Ubicación general del área de estudio

La cuenca presenta una altitud mínima de 1.830 msnm y una máxima de 3.420 msnm. Así mismo, la cuenca es de tipo endorreica en donde el drenaje superficial se concentra en el área mas baja de la misma formando el lago Cuitzeo cuya agua proviene de los escurrimientos superficiales principalmente de los ríos Grande de Morelia, Queréndaro y Zinapécuaro, del agua de lluvia que cae directamente y de manantiales de aguas termales presentes dentro y en los alrededores del Lago (Morales 2010).

La cuenca de Cuitzeo abarca 28 municipios de los cuales 5 pertenecen al estado de Guanajuato y 23 al estado de Michoacán. En total incluye 392 asentamientos humanos con una población al año 2000 de 837,773 habitantes (INEGI 2000).

#### **1.4.2 GENERALIDADES DE LAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS**

##### **Clima**

Según Mendoza et al. (2001), el clima predominante en la cuenca corresponde al templado con lluvias de verano; con un incremento gradual de la humedad y descenso en la temperatura de norte a sur. En Cuitzeo el clima es Cw0(w)b(i')g (según el sistema modificado de clasificación del clima de Koppen); mientras en Copándaro y Huingo es Cw1(w)b(i')g, estos tres lugares presentan un clima templado subhúmedo, con lluvias en verano; sin embargo, el tipo Cw0 es menos húmedo que el Cw1. Hacia el norte del lago, en el Bajío, las temperaturas son más altas, los climas son semicálidos subhúmedos, como en Moroleón (A)Cw0(w)a(i')g, con régimen de lluvia en verano, y menos de 5% de lluvias en invierno. En contraste, hacia el sur donde se encuentra la ciudad de Morelia, el clima es un poco más lluvioso, semicálido subhúmedo (A)Cw1(w)b(e)g, también con escasa lluvia invernal, con un verano fresco y largo como indica la letra b. Por la oscilación de su temperatura media anual, hay 7°C de diferencia entre el mes más caliente (mayo) y el mes más frío (enero) siendo mayo el mes más caliente del año (Amador et al. 2001).

La temperatura media anual es aproximadamente de 16° a 18° C para casi toda la cuenca, sin embargo en las partes altas se presentan temperaturas medias entre 14 a 16° C. La precipitación promedio anual es menor a 1000 mm. La lluvia aumenta sobre las sierras que rodean el lago. En la parte más baja se reciben de 800 a 1,000 mm y a mayor altitud, la precipitación es superior a 1,200 mm anuales. La temporada lluviosa abarca el verano y parte del otoño (periodo de mayo a octubre), en el resto del año la condición es de sequía (noviembre a abril); febrero y marzo son los meses más secos. La región se

encuentra en la zona de dominio de los vientos alisios del noreste, que se caracterizan por la desviación de su dirección original a causa del relieve. Por esta razón, existen diferencias considerables de humedad entre los valles y las partes altas de las montañas, y entre laderas con diferente orientación. Las expuestas a los vientos húmedos se inclinan al noreste y por tanto reciben mayor precipitación; el caso contrario ocurre en las de orientación suroeste (Carlón y Mendoza 2007; Vidal- Zepeda 2010;).

## **Geología**

La cuenca del lago Cuitzeo se encuentra sobre un sustrato de tipo volcánico y la Sierra Madre del Sur (Sucesión de Mil Cumbres) es considerada su basamento (Leal 2009).

Dentro de la cuenca se puede distinguir una serie de lomeríos alargados, limitados por fallas este-oeste que corresponden a bloques de rocas volcánicas muy fracturadas que limitan la porción norte y sur del lago de Cuitzeo y flujos piroclásticos de color rosa (cantera de Morelia), estas unidades se cubren por secuencias de materiales de origen lacustre o fluviolacustre formadas durante el periodo Mio-Pleistoceno (Israde-Alcántara y Garduño-Monroy 1999).

El conjunto de estas fallas produjeron un hundimiento hacia el norte, por lo que las lomas de rocas volcánicas y secuencias lacustres se observan inclinadas hacia el sur. La falla geológica más meridional que está bien representada en la ciudad de Morelia, denominada La Paloma, es una estructura que corre desde el sur del lago de Pátzcuaro hasta la región de Acambay en el Estado de México. Es una falla de tipo normal con un hundimiento hacia el norte de hasta 200 m. Este proceso generó la formación de las depresiones lacustres en Maravatío y Cuitzeo y está relacionada con el vulcanismo tipo Parícutín de la zona sur de Cuitzeo (Queréndaro) (Israde-Alcántara y Garduño-Monroy 1999).

Según Israde et al. (2005) en la cuenca se pueden encontrar rocas de origen ígneo extrusivo procedentes del Mioceno Inferior hasta el reciente. Así mismo, se encuentran rocas de origen sedimentario formadas por sedimentos lacustres (arenas, gravas y conglomerados). Los depósitos más recientes están formados por limos y arcillas de origen lacustre, gravas, arenas y limos.

## Suelos

En general en la cuenca predominan cinco unidades de suelo: Vertisoles, Luvisoles, Andosoles, Acrisoles y Feozems. Los Vertisoles en el centro y norte de la cuenca entre los 1,900 y 2,300 msnm (Figura 2), se utilizan principalmente para actividades agrícolas y pastoreo, corresponden al tipo de suelo de mayor representatividad en la cuenca (Mendoza et al. 2001). Los Acrisoles y Luvisoles se localizan entre los 1,900 y 2,700 msnm; los dos ocurren principalmente en pendientes suaves y su vegetación correspondiente es de bosque de pino, pino y encino y pastizal; presentan limitaciones en cuanto a la actividad agrícola y son susceptibles a la formación de erosión en cárcavas. Los Feozems se encuentran entre los 2,000 a 2,350 msnm, se localizan en zonas llanas a onduladas de pendientes suaves, en algunos sitios aún persiste el matorral subtropical conservado. Son aptos para la agricultura por presentar buen drenaje y alta fertilidad. Por último, los Andosoles se desarrollan en altitudes entre los 2,300 a 3,100 msnm y se presentan generalmente en los conos volcánicos donde las inclinaciones son mayores; se desarrollan coberturas vegetales de pino-encino y son susceptibles a la erosión hídrica cuando carecen de cobertura vegetal (Cabrera et al. 2010).

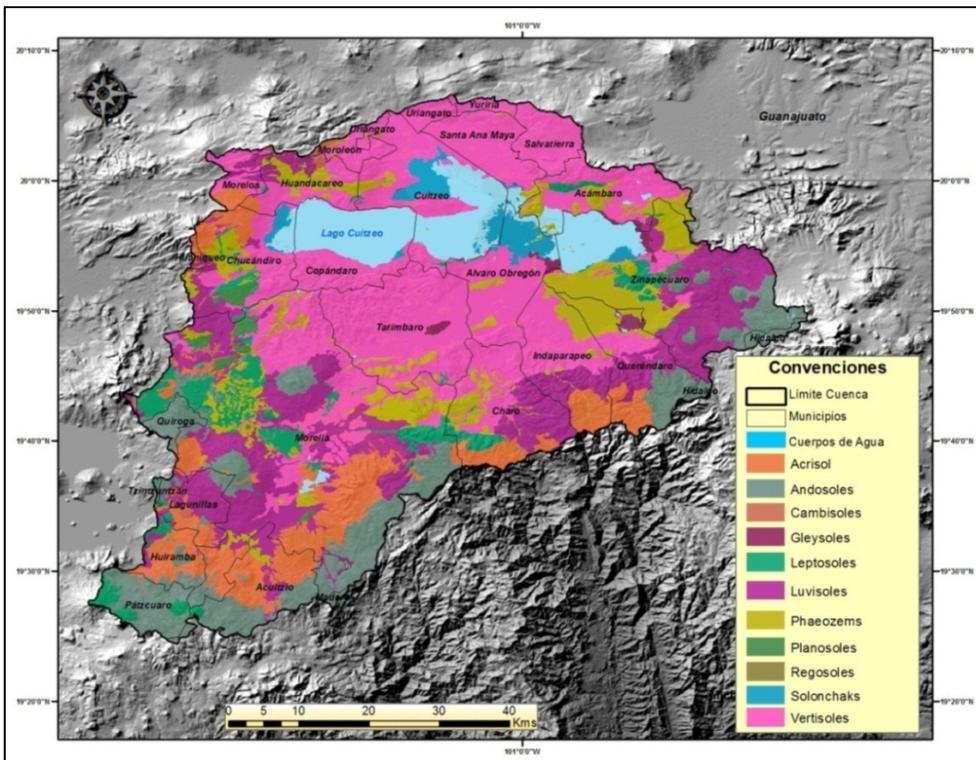


Figura 2. Mapa de distribución de suelos de la cuenca del lago Cuitzeo. Fuente INEGI 1999. Escala: 1:50000

## Hidrología

Según Carlón y Mendoza (2010) la hidrología de la cuenca se caracteriza por el predominio de corrientes intermitentes y la presencia de unas cuantas permanentes o perennes, entre las que sobresalen los ríos Grande de Morelia y Zinapécuaro; ambos drenan el 45% de la superficie de la cuenca la cual se encuentra conformada por 52 subcuencas (Figura 3). El patrón de drenaje en la porción elevada de la cuenca es de dendrítico a subdendrítico, la mayor densidad de escurrimientos se localiza hacia la porción elevada del sur de la misma, mientras que en la porción norte son escasos con una red de drenaje poco desarrollada, al igual que en el sector centro-oriental con vulcanismo reciente. En la porción plana el patrón de drenaje se encuentra considerablemente alterado por la actividad agrícola de riego. El principal escurrimiento de la cuenca es el río Grande de Morelia que al llegar a la planicie agrícola se convierte en un canal para riego (Mendoza et al. 2001).

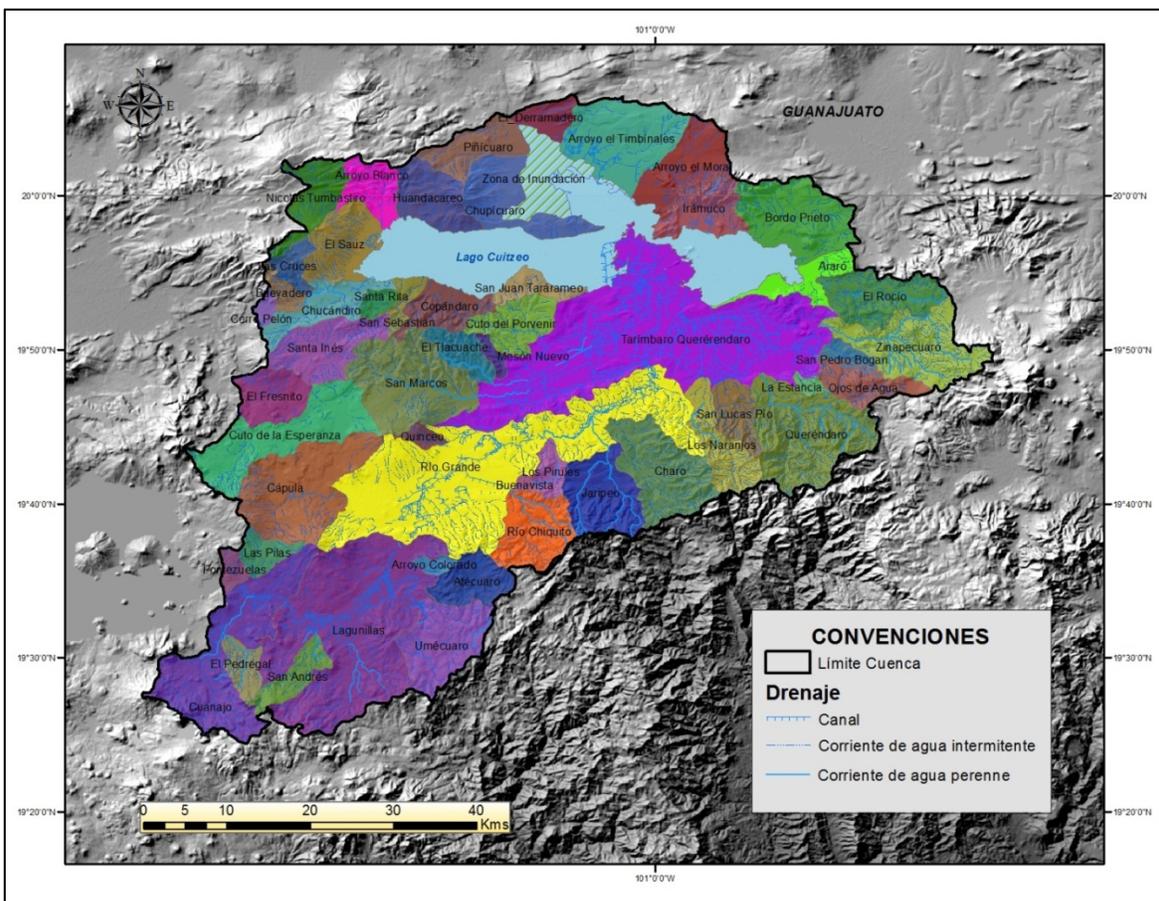


Figura 3. Mapa de subcuencas y drenajes de la cuenca del lago Cuitzeo. Fuente: Mendoza (2002)

### 1.4.3 TIPOS DE COBERTURA VEGETAL

En el estudio realizado por López et al. (2001) fueron identificados 10 tipos generales de cobertura de la tierra y 35 subclases. En el mapa de cobertura de la tierra más reciente (año 2008) utilizado para el presente trabajo se identificaron 22 tipos de cobertura de la tierra (Tabla 1). Así mismo, en el análisis multitemporal de la cuenca del Lago Cuitzeo entre los años 1975 y 2003 realizado por Mendoza et al. (2011) se cartografiaron y se estandarizaron las leyendas de los mapas de cobertura correspondientes a los años 1975, 1996, 2000 y 2003.

TIPO DE COBERTURA	Ha	%
Bosque semiabierto	26,075.26	6.51
Bosque cerrado	40,344.56	10.08
Bosque abierto	12,915.22	3.23
Matorral cerrado	12,964.75	3.24
Matorral pastizal	41,215.00	10.30
Pastos halófitos	1,348.28	0.34
Vegetación acuática	7,749.88	1.94
Pastizal cerrado	73,917.76	18.46
Cultivos de temporal	62,680.46	15.66
Cultivos de riego	59,019.14	14.74
Huertas	1,189.07	0.30
Plantaciones de arboles abiertas	1,107.71	0.28
Plantaciones de árboles semiabiertas	1,362.00	0.34
Plantaciones de árboles cerradas	1,027.73	0.26
Bordos	2,022.17	0.51
Zonas de inundación del lago	2,423.45	0.61
Lago	29,696.11	7.42
Asentamientos humanos	23,082.39	5.77
Suelo desnudo	180.16	0.05

Tabla 1. Leyenda del mapa de cobertura de la tierra de la cuenca del lago Cuitzeo año 2008

Las coberturas de origen antrópico como los pastizales, cultivos de temporal y riego, así como las plantaciones forestales dominan el 50% de la superficie de la cuenca, indicando el alto grado de antropización de la misma. Le siguen las coberturas vegetales naturales y seminaturales como los bosques con un 19% y los matorrales con un 13%. Los asentamientos humanos ocupan el 5% del total de la cuenca.

En este estudio, para simplificar el análisis estructural de la conectividad los mapas de cobertura fueron generalizados en 9 clases (Figura 4 y 5): Asentamientos humanos, Bosques abiertos y semi abiertos, Bosques cerrados, Cuerpos de agua, Matorrales, Pastizales inducidos y cultivos, Pastos halófitos, Plantaciones forestales y Vegetación acuática.

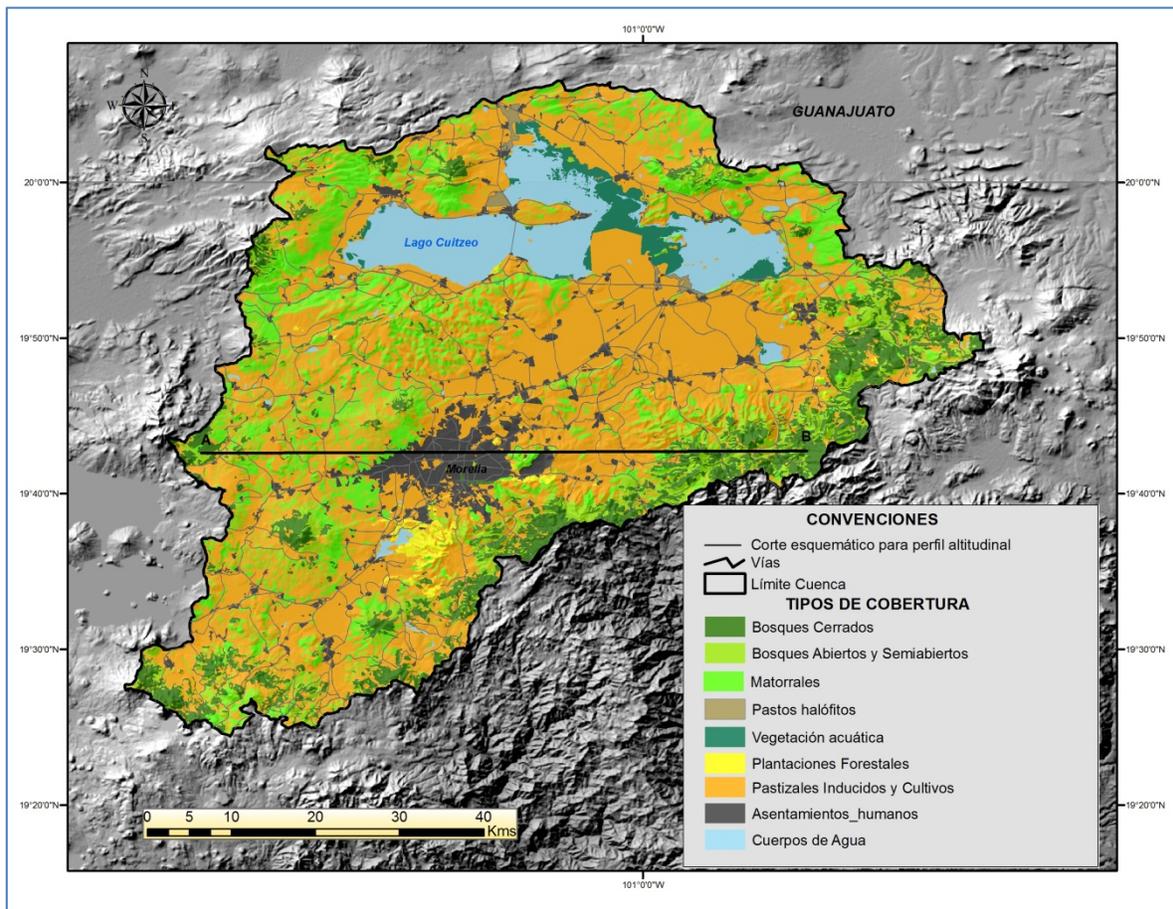


Figura 4. Mapa generalizado de cobertura de la tierra de la cuenca del lago Cuitzeo al año 2008

**Bosques:** Los bosques en la cuenca del lago Cuitzeo se localizan en las partes altas, dominando los extremos laterales que rodean la cuenca (Figura 5), corresponden a los tipos de vegetación de bosques de coníferas (Pino, Oyamel y Cedro Blanco), bosques de encino y bosques mixtos. En menor proporción se encuentran los bosques mesófilos de montaña, ubicándose en las cañadas donde encuentran las características de humedad e insolación propias para su desarrollo.

En cuanto a los bosques mixtos, se encuentran representadas en la cuenca las comunidades de pinos, pino-encino, encino-pino y encino. En el área de estudio se pueden encontrar tres tipos de bosques mixtos: Los bosques mixtos abiertos con densidad de árboles del 20-50%, los bosques mixtos semiabiertos con una densidad de árboles del 50 a 80% y Bosques mixtos cerrados con densidad de árboles del 80 al 100% (Mendoza et al. 2001).

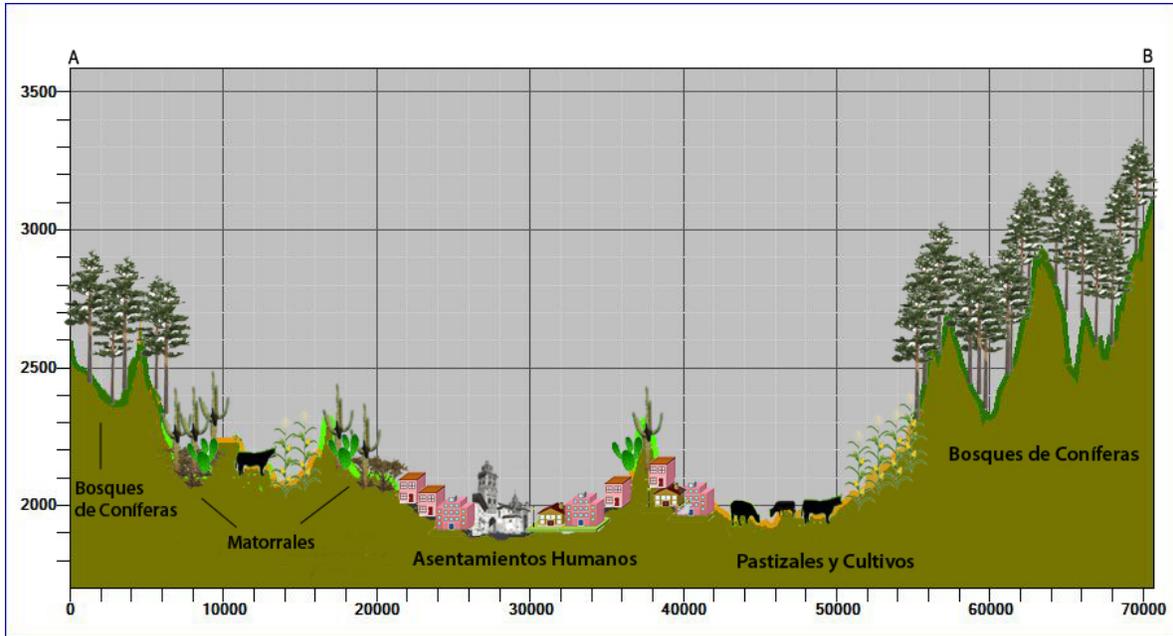


Figura 5. Perfil altitudinal y cobertura asociada en el centro de la cuenca del Lago Cuitzeo (Orientación W-E).

Los bosques de pino se encuentran desde los 2,100 msnm en la región montañosa de la cuenca (Figura 5) y se presentan en áreas perturbadas. Las especies más representativas corresponden a *Pinus leiophylla*, *Pinus pseudostrobus*, *Pinus devoniana* y *Pinus michoacana*, entre otros (Leal 2009).



Figura 6. Bosques de Pino en el municipio de Queréndaro.

Los bosques de encino se encuentran de forma remanente en las áreas montañosas de la cuenca, correspondiendo a relictos densos asociados a los bosques de pino. En el área de Queréndaro se han encontrado entre los 2,000 y 2,300 msnm.

### **Matorrales**

En el área de la cuenca se desarrollan aproximadamente entre los 1,800 y 1,900 msnm. Un factor importante en la distribución de este tipo de vegetación es la temperatura, en especial la mínima extrema (no menor a 0°C) y una temperatura media anual entre 20 y 29° C (Rzedowsky 2006). Se denominan Matorrales Secundarios de Bosque Tropical Caducifolio ya que corresponden a una etapa en la sucesión que se establece como resultado de la acción antrópica y presenta las mismas especies que se encuentran en el bosque original. Por lo general los Matorrales Secundarios son comunidades con árboles dispersos y con abundancia de herbáceas. Este tipo de vegetación es típica de ambientes secos y se caracterizan por perder sus hojas en la época seca del año (noviembre a marzo) dando una apariencia desértica.

Se pueden encontrar en los alrededores del lago Cuitzeo y en las partes bajas de la cuenca (Figura 7).



Figura 7. Matorrales secundarios en la cuenca del Lago Cuitzeo

### Pastizales Inducidos

En la cuenca se encuentran en las zonas bajas planas y onduladas (Figuras 5 y 8) dominando el área agrícola de la cuenca y cercana al lago. Los pastizales inducidos son aquellos que surgen cuando es eliminada la vegetación original. Este pastizal puede aparecer como consecuencia de desmontes de cualquier tipo de vegetación; también puede establecerse en áreas agrícolas abandonadas o bien como productos de áreas que se incendian con frecuencia. Algunas de las especies de gramíneas que se encuentran en estas condiciones son *Aristida adscensionis* (Zacate tres barbas), *Erioneruron pulchellum* (Zacate borreguero), *Bouteloua simplex*, *Paspalum notatum* (Zacate burro), *Cenchrus* spp. (Zacate cadillo o roseta), *Lycurus phleoides*, *Enneapogon desvauxii* y otros. No es rara la presencia ocasional de diversas herbáceas, arbustos y árboles. La presencia de algunas de estas comunidades está claramente determinada por el clima, en otros casos por las condiciones del suelo o bien por la perturbación inducida por el hombre (INEGI 2005).



Figura 8. Pastizales inducidos

### **Pastos Halófitos**

Corresponde a la vegetación de tipo herbáceo que se encuentra asociada a zonas de desecación y adaptadas a vivir en medios salinos. La especies mas representativas son los zacates correpondientes a gramíneas del género *Distichlis spp.* En la cuenca se pueden encontrar en las zonas de inundación del lago de Cuitzeo (Mendoza et al. 2001).

### **Vegetación Acuática**

Se distribuye en los sectores poco profundos del Lago Cuitzeo. Los tipos más comunes en la cuenca corresponden al Tular y al Carrizal (Leal 2009). Según Rojas y Novelo (1995) la considerable extensión del lago, su poca profundidad y el gran número de manantiales facilitaron el desarrollo de la vegetación acuática en el lago Cuitzeo. Se encuentran principalmente tres formas de vida: Hidrófitas enraizadas emergentes, Hidrófitas enraizadas sumergidas, Hidrófitas libremente flotadoras e Hidrófitas de hojas flotantes (Rojas y Novelo 1995).

## **1.5 MARCO CONCEPTUAL**

### **1.5.1 COBERTURA, ESTRUCTURA DEL PAISAJE Y PARCHES DE HÁBITAT**

Según Etter (1991) la cobertura se refiere a los aspectos que están relacionados con el recubrimiento de la superficie terrestre, ya sean de origen natural o cultural, generalmente de orígenes bióticos o producidos por algún tipo de actividad biótica y/o antrópica. Así mismo, Di Gregorio y Jansen (1998) se refieren a la cobertura para describir la vegetación y las características hechas por el hombre.

En este contexto la cobertura está compuesta por la cobertura vegetal, cuerpos de agua, hielo, suelo desnudo, etc. Etter (1991) define la cobertura vegetal como el resultado de la asociación espaciotemporal de elementos biológicos vegetales característicos, los cuales conforman unidades estructurales y funcionales, la cobertura vegetal es uno de los componentes de la expresión material de los ecosistemas, comportándose como un indicador de la síntesis del paisaje, ya que surge como resultado de la interacción espacio-temporal de los factores ecosistémicos.

De esta manera a través de este tipo de indicadores, se hace posible percibir y cuantificar las transformaciones del paisaje en el tiempo, ya sean éstos de origen natural o cultural (Lindenmayer y Fischer 2006; Etter 1991).

Por otro lado, la estructura del paisaje es el patrón de configuración de los elementos que interactúan y que conforman el sistema, la estructura nos permite considerar además de los componentes del sistema, las relaciones (procesos) que los integran uno con otros, en sus diferentes niveles jerárquicos. Los patrones de configuración dependen tanto de factores y procesos naturales como de culturales los cuales se han vuelto cada día más preponderantes, con relación a los cambios en las coberturas (Etter 1991). En este sentido, en los estudios de conectividad el concepto de “parque de hábitat” cobra relevancia al integrar no solo la cobertura sino demás variables ecológicas; definiéndose como la unidad fundamental en la que los procesos funcionales de la conectividad pueden ser medidos (Lindenmayer y Fischer 2006). Beier et al. (2008), definen los parches de hábitat como áreas que reúnen las condiciones suficientes para soportar la reproducción de las especies focales, estas áreas se manifiestan como un conjunto de píxeles que son lo suficientemente “buenos”, “grandes” y “cercaños” para soportar sus requerimientos

ecológicos. Lo suficientemente “buenos” significa que tienen recursos adecuados para la especie en particular, lo “grandes” significa que haya espacio suficiente para mantener un población relativamente estable (por lo menos una cría) y lo suficientemente “cercaños” quiere decir que los parches de hábitat adecuado se agrupan para mantener la movilidad entre ellos.

### **1.5.2 ECOLOGÍA DEL PAISAJE Y LA CUANTIFICACIÓN DE PATRONES Y PROCESOS**

En gran parte la ecología del paisaje de la escuela norteamericana, estudia cómo los patrones en el paisaje típicamente producidos por comunidades de plantas y ensamblajes de coberturas vegetales pueden ser analizados (Forman y Godron 1986). Cuando se realizan estudios en ecología del paisaje se hace referencia a como las relaciones funcionales de los patrones observables en el paisaje pueden ser determinadas, interpretadas y estudiadas. Eventualmente, estas relaciones interactúan logrando ser cuantificables (Giles y Trani 1999).

Métodos cuantitativos se han aplicado recientemente para caracterizar condiciones y procesos del paisaje, los cuales son extraídos comúnmente de productos de sensores remotos (fotografías aéreas e imágenes de satélite). Las métricas de la estructura del paisaje proveen descripciones cuantitativas de composición espacial y configuración de los tipos de coberturas. Estos pueden ser aplicados para proveer buenos indicadores de la calidad de hábitat, funciones del ecosistema y la conectividad dentro de un paisaje. Las métricas del paisaje han sido usadas para encontrar cambios en la estructura del paisaje a través del tiempo que pueden ser comparadas aportando al análisis cuantitativo del estado del paisaje y necesarias para entender las relaciones entre los patrones y procesos (Brown et al. 2004).

Otros métodos proporcionan un enfoque genérico, flexible y automatizado para la definición de indicadores basados en la clasificación morfológica de productos de percepción remota. Este enfoque está siendo aplicado recientemente para cartografiar y analizar la conectividad y la fragmentación del paisaje (Vogt et al. 2007; Saura et al. 2011). Así mismo, es utilizado en ecología del paisaje para identificar elementos como áreas de interior, corredores y tipos de fragmentación como la perforación (Forman 1995). En este sentido, la clasificación morfológica permite cartografiar y monitorear los patrones

espaciales a nivel de pixel lo cual hace que sea muy sensible a los cambios a través del tiempo (Vogt et al. 2007).

### **1.5.3 PAISAJE Y CONECTIVIDAD**

Según Gurrutxaga (2004) la conectividad es un indicador de las relaciones entre los elementos emergentes del paisaje como lo son los parches de vegetación natural y seminatural, tanto desde un punto de vista espacial como funcional. De acuerdo con Bennet (1999) el concepto de conectividad se utiliza para describir cómo la configuración espacial y la calidad de elementos en el paisaje afectan el desplazamiento de organismos entre parches de hábitat. A escala de paisaje, se ha definido la conectividad como "hasta qué punto el paisaje facilita o impide el desplazamiento entre parcelas con recursos" (Taylor et al. 1993). Vale la pena señalar que al paisaje lo reconocen de manera diferente especies distintas y por tanto el nivel de conectividad varía entre especies y entre comunidades. Un paisaje o área local con alta conectividad es aquel en el que los individuos de una especie determinada pueden desplazarse entre hábitats adecuados, como clases preferidas de vegetación para alimentarse, o hábitats diferentes que se requieren para alimentarse y protegerse (Bennet 1999). Por otro lado, un paisaje con baja conectividad es aquel en que los individuos se ven muy limitados en cuanto a desplazarse entre hábitats escogidos. Un paisaje o región concreta puede, al mismo tiempo, ofrecer elevada conectividad para algunos organismos, como aves con movilidad de largo alcance, y baja conectividad a otros, como caracoles o pequeños reptiles sedentarios (Bennet 1999).

Específicamente la conectividad estructural o espacial según Gurrutxaga (2004) se refiere al grado de continuidad o adyacencia de los parches en el espacio, por lo que se trata de una medida propiamente cartográfica, cuanto más separados o aislados estén los fragmentos de hábitat menor conectividad espacial tendrá dicho hábitat en el paisaje. La conectividad espacial es medida mediante índices de paisaje y con herramientas analíticas espaciales dentro de un sistema de información geográfica (Taylor et al. 2006). La conectividad funcional en cambio se refiere a la continuidad de flujos ecológicos a través del paisaje. La fragmentación de hábitats puede obstruir esa continuidad, siendo los movimientos de los organismos silvestres el fenómeno más estudiado en este sentido (Gurrutxaga 2004). La conectividad funcional incrementa cuando algún cambio en la

estructura del paisaje aumenta el grado de movimiento o flujo de organismos a través del paisaje (Taylor et al. 2006). En este sentido, la conectividad funcional puede ser evaluada por medio de modelos de distancia-costos los cuales no solo tienen en cuenta la distancia entre los parches de hábitat sino también el grado de resistencia o fricción a la movilidad de los organismos entre dichos parches (Adriaensen et al. 2003).

## **1.6 MARCO DE ANTECEDENTES**

Los estudios de la conectividad del paisaje han tomado relevancia desde final de la década de 1980 y han sido abordados en su mayoría desde el enfoque norteamericano de la ecología del paisaje (Goodwin 2003). Los análisis de conectividad iniciaron desde una perspectiva estructural y hasta la fecha han sido complementados desde el punto de vista funcional. Turner (1989) describe cómo la conectividad puede ser cuantificada estructuralmente por medio de modelos neutrales y métricas del paisaje.

O'Neill et al. (1988) propuso el índice de contagio para medir el tamaño y las adyacencias de los parches. Taylor et al. (1993) inicia el planteamiento de la conectividad del paisaje no solo sobre los atributos espaciales de cercanía y aislamiento sino como el grado en el cual el paisaje facilita o dificulta el movimiento de los organismos a través de los parches de hábitat.

En 1995, McGarigal y Marks elaboran el programa de cómputo más utilizado para medir conectividad estructural llamado FRAGSTATS el cual incorpora diversas métricas como distancia al vecino más cercano, proximidad, conectancia, entre otros. Schumaker (1996) aplica los índices calculados por FRAGSTATS para analizar la conectividad estructural de hábitats y define el índice de cohesión de parches, ampliamente utilizado hasta la fecha. Más adelante los estudios de conectividad se enfatizan en la importancia de la matriz antrópica como superficie de distancia-costos para la movilidad entre los parches. Por ejemplo, Adriaensen et al. (2003), incorporan a los análisis de conectividad datos de resistencia y elaboran modelos de distancia efectiva como criterios para la adjudicación de áreas de conservación en Bélgica.

Más adelante, Sastre et al. (2002) aplicaron modelos de distancia-costos a partir de la movilidad hipotética de especies forestales con base en información bibliográfica y lo relacionaron con los efectos de la expansión urbana de Madrid, España.

Más recientemente otros investigadores españoles de la universidad de Lleida han desarrollado nuevas métricas donde los índices estructurales de paisaje (exploratorios y

descriptivos) se han integrado con medidas de la probabilidad de conectividad, disponibilidad de hábitat, probabilidad de dispersión entre parches de hábitat y teoría de gráficas (Pascual-Hortal y Saura 2006; Saura y Pascual-Hortal 2007). Posteriormente, los mismos investigadores diseñaron el programa de cómputo de uso libre *Conefor Sensinode* donde incorporan estos índices para medir de una forma más consistente la importancia de los parches de hábitat en la conectividad del paisaje (Saura y Torné 2009).

Desde el contexto nacional, vale la pena resaltar algunos estudios relevantes en cuanto a los temas de conectividad estructural y funcional. Bouroncle (2007) realiza un estudio técnico en el que identifica los parches prioritarios para conservación, sitios para restauración y rutas de conectividad (rutas de menor costo) tomando en cuenta las características de estructura y composición del paisaje en la cuenca del río Coapa, Chiapas. Más adelante, Villavicencio et al. (2009) determinaron el grado global de conectividad forestal en cuatro áreas protegidas del estado de Jalisco; utilizaron el índice integral de conectividad y calcularon el rango de importancia relativa para el mantenimiento de la conectividad considerando su aspecto estructural y funcional con respecto a la capacidad de desplazamiento de tres especies de fauna silvestre.

En la tesis doctoral de López (2010), se evaluó la conectividad funcional de dos especies de mamíferos del bosque mesófilo de montaña en Veracruz construyendo modelos geográficos de conectividad a partir de la selección de dos mamíferos contrastantes en cuanto a su capacidad de dispersión.

En cuanto al contexto local (Michoacán y Cuenca del Lago Cuitzeo), no se hallaron investigaciones específicas sobre el tema de conectividad. Sin embargo, se encontraron estudios sobre ecología, ocurrencia y distribución geográfica de mamíferos terrestres presentes en el área de estudio. Núñez (2005) realiza una recopilación de información que abarca la descripción, distribución geográfica, localidades de registro, hábitos alimenticios, reproducción, comportamiento y estatus de las poblaciones de las especies de mamíferos que se presentan en el estado de Michoacán. Así mismo, Hernández Mora (1995) realiza un estudio específico de los mamíferos terrestres presentes en la cuenca del lago Cuitzeo, elaborando un listado donde se describen taxonómicamente las especies de mamíferos encontrados. En cuanto a información sobre la distribución de las coberturas de la tierra y bases de datos espaciales disponibles para el área de estudio, analiza el efecto que ha tenido durante 1975-2000 la situación socio-económica del centro de México sobre la degradación del lago Cuitzeo. Más adelante, Mendoza et al. (2011),

analizan los procesos de cambio en la cobertura y uso de la tierra entre el periodo de tiempo 1975-2003 por medio de la integración de bases de datos existentes entre 1970 y 2000, actualizándola al 2003 por medio de interpretación visual de productos de sensores remotos.

## **1.7 MARCO TEÓRICO**

### **1.7.1 TEORÍA ECOLÓGICA DEL PAISAJE**

Refiriéndose al hombre como factor formador del paisaje es relevante referirse a la “Teoría Ecológica del Paisaje” (TEP) que considera a las actividades humanas como parte fundamental de los ecosistemas, puesto que los componentes, la estructura espacial y los procesos que allí tienen lugar, se afectan y transforman por dichas actividades (Etter, 1991).

La TEP reconoce que para abordar esta realidad se requiere necesariamente incluir los análisis ecosistémicos, además de los procesos biofísicos, los procesos económicos, sociales y políticos que se dan en un territorio dado. Esto permite una mejor comprensión de las características y de la dinámica de su estructura espacial, y de los procesos que sustentan la territorialidad (Etter 1991).

En el marco de la ecología del paisaje como teoría, según Zonneveld (1989) el paisaje puede ser considerado como un sistema que presenta todas las propiedades de un cuerpo holístico (desde una visión en conjunto, como un todo compuesto de factores bióticos, abióticos y antrópicos). Una de las principales características de la ecología del paisaje es su enfoque integral que se basa en la concepción sistémica de la realidad, en particular del paisaje, considerando que la realidad está compuesta por unidades ordenadas en una estructura sistémica de jerarquías (Etter 1991).

### 1.7.2 TEORÍA DE GRÁFICAS

La teoría de gráficas es una rama de las matemáticas en la que los problemas se representan y se resuelven justamente utilizando "gráficas". Los matemáticos que trabajan en teoría de gráficas definen una gráfica como una colección de puntos (llamados vértices) unidos por líneas (llamadas aristas). Las primeras ideas sobre teoría de gráficas fueron planteadas en el Siglo XVIII por Leonhard Euler, matemático suizo que vivió de 1707 a 1783. Esta Teoría ha venido aplicándose en la Ecología de Paisajes para analizar la conectividad por medio de gráficas, donde una gráfica representa un paisaje con un grupo de Nodos (Parches) conectados por alguna línea que puede expresarse como la adyacencia entre parches. Esta teoría facilita el entendimiento de la conectividad estructural del paisaje ya que un parche puede ser representado por un nodo que al mismo tiempo representa el centroide de un polígono en un mapa (Figura 9), la gráfica (paisaje) también estaría conformada por líneas que se referirían a la distancia estructural o funcional (Bunn et al. 2000).

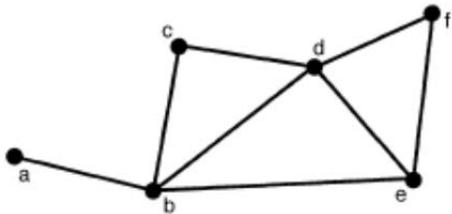


Figura 9. Ejemplo de gráfica, cada nodo podría ser el centroide de un polígono y cada línea la distancia entre cada centroide. Fuente: Bunn et al. (2000).

En este caso de estudio la teoría de gráficas podría dar a entender la complejidad de interacciones estructurales y funcionales entre los parches "objetivo" ofreciendo también un acercamiento al papel de la matriz dentro de la conectividad del paisaje.

### 1.7.3 TEORÍA DE CIRCUITOS

Desde finales del siglo XIX con la generación de la electricidad y la industrialización de su transmisión, la teoría de circuitos ha presentado diversas aplicaciones: Química, neurología, economía, redes sociales, etc. Trabajos más recientes la han aplicado en el estudio de flujos genéticos en el paisaje (McRae 2006., McRae y Beier 2007).

Según McRae (2008) esta teoría se puede aplicar para predecir el movimiento y los patrones de dispersión a través de paisajes complejos. En este sentido, puede ser aplicada para generar medidas de conectividad o de aislamiento de los parches de hábitat, también para identificar elementos conectores como corredores de vida silvestre y en la planificación de la conservación.

Los circuitos son entendidos como redes de nodos conectados por componentes eléctricos que conducen flujos de corriente (*Resistors*) y son usados para analizar y representar gráficas. En este sentido, una medida básica de conectividad proveniente de la teoría de circuitos es la “distancia por resistencia” definida como la “resistencia efectiva” entre un par de nodos que es similar al concepto ecológico de distancia efectiva pero incorporando múltiples vías (Figura 10) (McRae 2008).

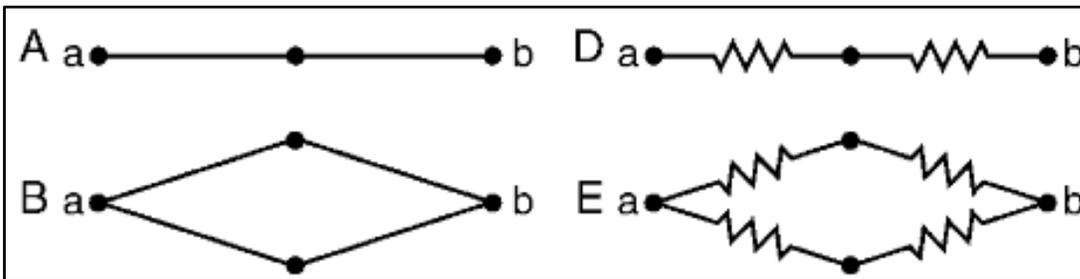


Figura 10. Ejemplo de ruta mínima de costo entre dos nodos (A y B) siendo idéntica en los dos casos ( $d=2$ ) y resistencia efectiva (D y E) en donde parte de la ruta es remplazada por componentes que conducen los flujos de corriente para crear un circuito, refleja la contribución adicional incorporando múltiples vías (En D,  $d=2$  y en E,  $d=1$ ). (Modificado de McRae, 2008)

La distancia por resistencia resulta conceptualmente complementaria a la distancia efectiva comúnmente utilizada en ecología del paisaje y aplicada en teoría de gráficas, ya que integra todas las posibles vías dentro de los cálculos de las distancias mientras que en las distancias de mínimo costo solo se calculan a través de una sola ruta óptima. Así mismo, representa una medida de aislamiento asumiendo que el organismo “tipo” se puede movilizar al azar, mientras que las distancias de mínimo costo asumen que el organismo elige moverse o dispersarse entre dos parches específicos, cosa que no es muy común en las especies focales (McRae 2008).

Cuantitativamente la teoría de circuitos también puede ser complementaria a las distancias de mínimo costo. Si solo una vía existe entre dos nodos la “distancia por resistencia” será igual a la de mínimo costo (Figura 10). Sin embargo, cuando dos rutas idénticas e independientes conectan dos nodos en paralelo la “distancia por resistencia” será la mitad de la distancia de mínimo costo (Figura 10).

Al predecir las posibilidades de movimientos a través de los nodos, las densidades de flujos de corriente se pueden utilizar para identificar los corredores o puntos de engranaje (*Pinch-points*); es decir, los corredores donde los organismos focales presentan una alta probabilidad de moverse entre los parches de hábitat (McRae 2008).

## **1.8 MARCO REFERENCIAL**

La conectividad presenta significativas implicaciones en la ordenación del territorio, la conservación de la naturaleza y la planificación del paisaje. Así mismo, es objeto prioritario de análisis desde la ecología del paisaje que estudia los patrones presentes en el paisaje y su relación con los procesos ecológicos. En otras palabras, se analizan las características estructurales y morfológicas que componen un territorio en un momento determinado y/o su cambio a lo largo del tiempo, infiriendo a la vez en su incidencia a nivel de funcionalidad ecológica propuesta (Vila et al. 2006) , enfoque en el cual se basa la presente. Este enfoque proporciona un marco amplio para estudiar la función ecológica de fragmentos de hábitat en ambientes que han sido afectados por procesos antrópicos (Bennet 1999). El gran desarrollo de la ecología del paisaje y sus métodos cuantitativos en los últimos años proporciona nuevas perspectivas y herramientas para la planificación y ordenación ambiental que no han sido suficientemente exploradas ni aprovechadas hasta la fecha (Saura 2010).

De esta manera, se define el paisaje como una porción heterogénea y relativamente extensa del territorio compuesta por un mosaico de tipos de coberturas vegetales, usos del suelo y ecosistemas que interactúan entre sí (Forman y Godron 1986).

Ésta aproximación proviene de la escuela norteamericana de la ecología del paisaje, la cual fue consolidada en su mayoría por Forman y Godron (1986) y más adelante complementada por el mismo Forman (1995) y otros autores basándose en el modelo Matriz-Parche-Corredor. La matriz es definida como el tipo de cobertura dominante en términos de área, grado de continuidad y el control que esta ejerce sobre los demás elementos del paisaje. Los parches corresponden a elementos relativamente homogéneos con formas no lineales que difieren de su entorno. Por último, los corredores corresponden a parches con formas lineales de un tipo de cobertura en particular que es diferente en contenido y estructura física a la matriz, cumpliendo funciones de conectores

entre parches, hábitat para especies de fauna y flora y en algunos casos de barreras al movimiento y otros flujos ecológicos (Forman 1995).

El paisaje es definido por Wiens et al. (1987) como una mezcla de parches y sus interacciones.

Hulshoff (1995) citado por Saura (2010) define el paisaje como una mezcla de teselas o fragmentos de origen natural y antrópico que varían en tamaño, forma y disposición, y que es el resultado de complejas interacciones de fuerzas físicas, biológicas y sociales.

En este contexto la conectividad depende de las características del mosaico territorial (conectividad espacial o estructural) como de los aspectos ecológicos y de movilidad de las especies (conectividad funcional) (Gurrutxaga 2004).

El estudio de la conectividad estructural es análogo al de la fragmentación, basado en mediciones de parámetros espaciales del paisaje como la superficie, forma de los parches y la distancia media entre ellos; en cambio, los modelos de conectividad ecológica incorporan aspectos del comportamiento de los organismos en el paisaje, de este modo las métricas estructurales son complementadas y optimizadas mediante parámetros funcionales como las distancias de costo y medidas de resistencia.

## **1.9 PROCESO METODOLÓGICO**

La metodología presenta dos ejes temáticos principales. Por un lado, el estudio de la conectividad estructural y la fragmentación y por el otro el estudio de la conectividad funcional. Así mismo, el proceso metodológico se dividió en tres fases: Fase Preliminar, Fase de Campo y Fase de resultados y Análisis. A continuación en la Figura 11 se muestra la síntesis del proceso metodológico:

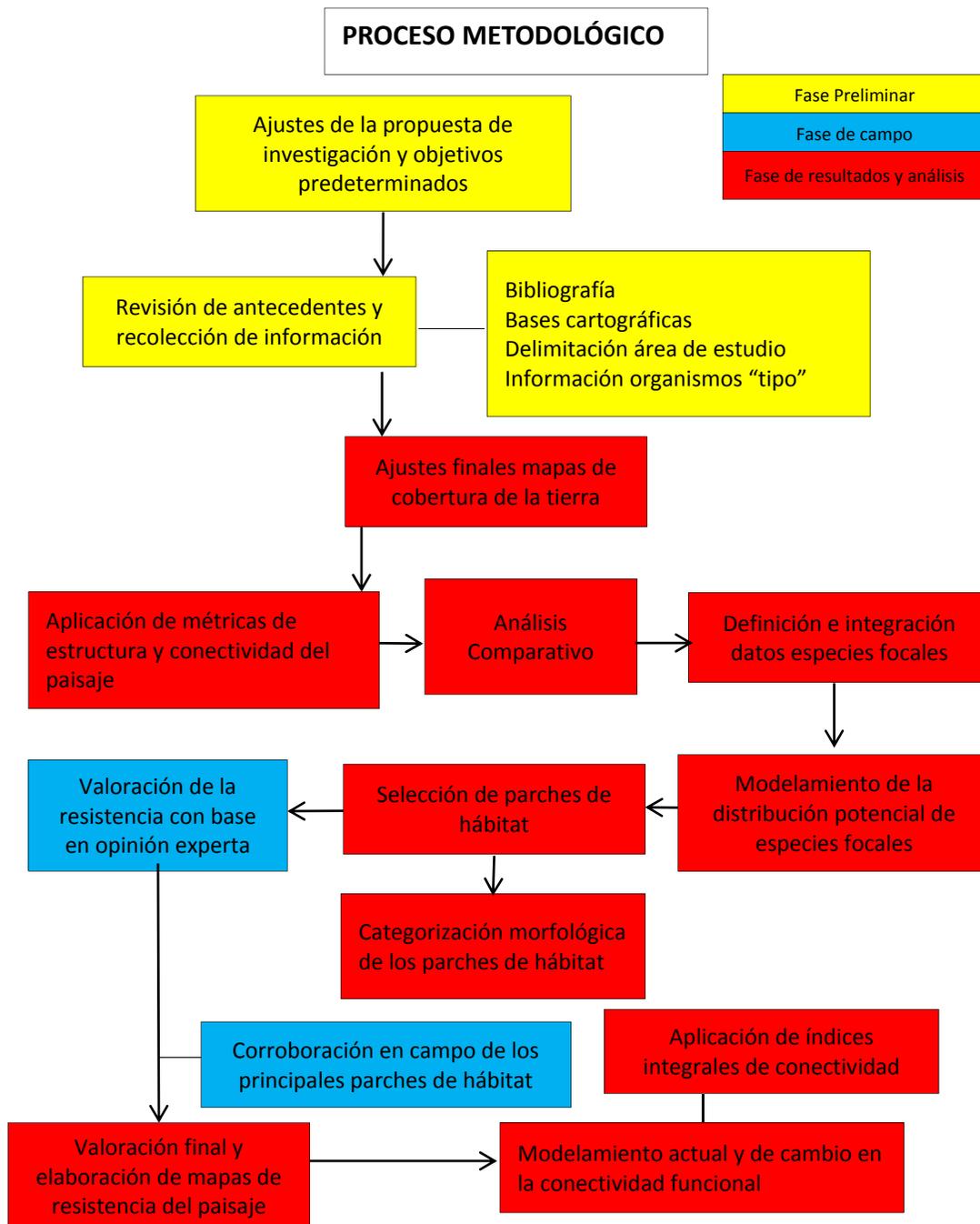


Figura 11. Proceso Metodológico

## 1.10 BIBLIOGRAFÍA

- Adriaensen F, Chardon JP, De Blust G. 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64, 233–247.
- Amador, A., E, Lopez., M, Mendoza. 2011. Three approaches to the assessment of spatio-temporal distribution of the water balance: the case of the Cuitzeo basin, Michoacán, Mexico. *Investigaciones Geográficas*, 76, 34-55.
- Beier, P., Majka, D. R. & Spencer, W. D. (2008). Forks in the road: Choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology*, 22, 836–851.
- Bennet, A. F. 1999. Enlazando el Paisaje. El papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre.
- Botequilha Leitao. A., Miller, J., Ahern, J.,McGarigal, K. 2006. *Measuring Landscapes. A Planner's Handbook*. Island press. Washington
- Bouroncle, C. 2007. Propuesta de una red de conectividad estructural ecológica en la cuenca del río Coapa, Chiapas, México. INFORME TECNICO. The Nature Conservancy. USAID.
- Bunn, A.G., Urban, D., Keitt, T.H. 2000. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *J. Environ. Manage.* 59, 265–278.
- Brown, D.G., Addink, E.A., Duh, J.D., and Bowersox, M.A. 2004. Assessing uncertainty in spatial landscape metrics derived from remote sensing data. En: Lunetta, R., Lyon, J.G., Eds. *Remote Sensing and GIS Accuracy Assessment*, Boca Raton, FL: CRC Press, pp. 221-232
- Cabrera González, A., Medina, L.E., Alcalá, M., Sánchez, J.F. , Ayala, J.M. Características físicas de la cuenca del Lago Cuitzeo: Suelos. En Cram, S., L. Galicia e I. I, Alcantará (Compiladores). 2010. *Atlas de la cuenca del lago de Cuitzeo: un análisis de la geografía y su entorno socioambiental*. UNAM-UMSNH. pp.: 20-24.
- Carlón Allende, T., Mendoza, M.E. 2007. Análisis hidrometeorológico de las estaciones de la cuenca del lago de Cuitzeo". *Investigaciones Geográficas (Mx)*, num. agosto-Sin mes, pp. 56-76.
- Cram, S., L. Galicia e I. I, Alcantará (Compiladores). 2010. *Atlas de la cuenca del lago de Cuitzeo: un análisis de la geografía y su entorno socioambiental*. UNAM-UMSNH. pp.: 216-219.

- Di Gregorio, A.; Jansen, L. 1998. Land Cover Classification System (LCCS): Classification Concepts and User Manual. FAO. Rome.
- Etter A. 1991. Introducción a la Ecología del Paisaje: Un marco de integración para los levantamientos rurales. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, IGAC, Bogotá, Colombia.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 34: 487-515
- Forman, R.T.T. & Godron, M.; 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & Sons. New York.
- Forman, R.T.T.; 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Gergel, S. E., y M. G. Turner. 2002. *Learning Landscape Ecology: A Practical Guide to Concepts and Techniques*. Springer. New York.
- Giles, R.H., Trani, M.K. 1999. Key Elements of Landscape Pattern Measures. *Environmental Management* 23(4):477-481
- Goodwin, B.J. 2003. ¿Is landscape connectivity a dependent or an independent variable? *Landscape Ecol* 18:687–699.
- Gurrutxaga San Vicente, M. 2004. *Conectividad Ecológica del Territorio y Conservación de la Biodiversidad. Nuevas Perspectivas en Ecología del Paisaje y Ordenación Territorial*. Gobierno Vasco
- Gustafson, E. J. (1998). Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*, 1, 143–156.
- Hernández Mora, A., Nuñez, A. 1995. Los mamíferos silvestres no voladores de la zona este de la Cuenca del Lago de Cuitzeo, Michoacán. *Ciencia Nicolaita* 9:105-119
- Hulshoff, R.M.; 1995. Landscape indices describing a Dutch landscape. *Landscape Ecol*. 10: 101-111.
- INEGI. 2000. Censo de población y vivienda. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática
- INEGI. 2005. Guía para la interpretación de cartografía: uso de suelo y vegetación. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- Israde-Alcántara I. y V. H. Garduño-Monroy .1999. Lacustrine Record in a Volcanic Intra-Arc Setting. The Evolution of the Late Neogene Cuitzeo Basin System (Central western Michoacan, Mexico). *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, Vol. 15, Núm. 1-3. pp. 209-227.

- Israde-Alcántara, I., Buenrostro, O., Carrillo-Chávez, A., 2005. Geological characterization and environmental implications of the Placement of the Morelia Landfill, Michoacán, Central Mexico: Journal of the Air and Waste Management Association, 55(6), 755-764.
- Laita, A., Kotiaho, J.S., Mönkkönen, M. 2011. Graph-theoretic connectivity measures: what do they tell us about connectivity? Landscape Ecology 26: 951-967.
- Leal-Nares, O.A. 2008. Aspectos ecológicos y patrones de distribución de *Pinus martinezii* Larsen en la cuenca del lago Cuitzeo, México. Un modelo de distribución potencial aplicado a la conservación. Tesis de maestría. Instituto de Geografía. Universidad nacional Autónoma de México. 182 pp.
- López Granados, E.M., G. Bocco y M.E. Mendoza 2001. "Cambio de cobertura vegetal y uso de suelo. En: Mendoza, M.E., G. Bocco y E. López 2001. Regionalización ecológica, conservación de recursos naturales y ordenamiento territorial en la cuenca del lago de Cuitzeo, Michoacán. Informe Técnico. Proyecto No. 98306024. Programa SIMORELOS – CONACYT, México 273 pp.
- López, H. 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 Doctoral. Instituto Nacional de Ecología.
- Lindenmayer, D.B. & J. Fischer. 2006. Habitat fragmentation and landscape change. Island Press, Washington, EE.UU.
- McGarigal, K., SA Cushman, MC Neel, and E Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- McRae, B.H. 2006. Isolation by resistance. Evolution 60:1551-1561.
- McRae, B.H. and P. Beier. 2007. Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 104:19885-19890.
- McRae, B.H., B.G. Dickson, T.H. Keitt, and V.B. Shah. 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology and conservation. Ecology 10: 2712-2724.
- Mendoza, M. E. 2002. UNAM. Doctorado en Ciencias de la Tierra. Implicaciones del cambio de la cobertura vegetal y uso del suelo en el balance hídrico a nivel regional. El caso de la cuenca del lago de Cuitzeo, Michoacán.

- Mendoza, M.E., G. Bocco y E. López. 2001. "Regionalización ecológica". En: Mendoza, M.E., G. Bocco y E. López 2001. Regionalización ecológica, conservación de recursos naturales y ordenamiento territorial en la cuenca del lago de Cuitzeo, Michoacán. Informe Técnico. Proyecto No. 98306024. Programa SIMORELOS – CONACYT, México. 273 pp
- Mendoza, M.E., E. López Granados, D. Geneletti, D.R. Pérez Salicrup y V. Salinas. 2011. Analysing land cover and land use change processes at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975-2003). *Applied Geography* 31: 237-250
- Morales, L.M. Características físicas de la cuenca del lago Cuitzeo: Área de estudio. En Cram, S., L. Galicia e I. I, Alcantará (Compiladores). 2010. Atlas de la cuenca del lago de Cuitzeo: un análisis de la geografía y su entorno socioambiental. UNAM-UMSNH. pp.: 20-24.
- Núñez G. A. 2005. Los mamíferos silvestres de Michoacán. Diversidad, Biología e Importancia. UMSNH.
- O'Neill, R.V., Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D.L., Milne, B.T., Turner, M.G., Zygmunt, B., Christensen, S.W., Dale, V.H. and Graham, R.L. 1988. Indices of landscape pattern. *Landsc. Ecol.* 1(3): 153-162
- Rojas-Moreno, J., Novelo, A. 1995. "Flora y vegetación acuáticas del Lago de Cuitzeo, Michoacán, México". *Acta Botánica Mexicana*, num. junio-Sin mes, pp. 1 – 17
- Rzedowski, J. 1990. Vegetación potencial. Atlas Nacional de México, sección naturaleza. HojaIV8.2 Vol. II. Mapa escala: 1:4000000. Instituto de Geografía, UNAM. México, D. F.
- Rzedowsky, J. 2006. Vegetación de México. 1ra edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México, 504 pp.
- 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 (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/022/investigacion5.htm>)
- Saura, S. 2010. Del rodal al paisaje: un cambio de escala, nuevas perspectivas para la planificación y ordenación forestales. Conferencias y Ponencias del 5º Congreso Forestal Español. Ponencia Invitada de la Mesa Temática 8 (Monte, paisaje y territorio: planificación y ordenación forestal). *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 31: 213-239.

- Saura, S., Vogt, P., Velazquez, J., Hernando, A., Tejera, R. 2011. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *Forest Ecology and Management* 262, pp. 150-160.
- Sarmiento, F. O. 2001. *Diccionario de Ecología de Paisajes, Conservación y Desarrollo Sustentable para Latinoamérica*. Editorial Abya-Yala. Ecuador.
- Schumaker, N.H., 1996. Using Landscape Indices to Predict Habitat Connectivity. *Ecology*, 77(4), p.1210-1225..
- Taylor PD, Fahrig L, Henein K, Merriam G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571–573
- Taylor, P. D., L. Fahrig and K. With. 2006. Landscape connectivity: A return to basics. Pp. 29-43 En: K. R. Crooks and M. Sanjayan (Eds.). En *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Vidal Zepeda, R. Características físicas de la cuenca del lago Cuitzeo: Clima. En Cram, S., L. Galicia e I. I, Alcantará (Compiladores). 2010. *Atlas de la cuenca del lago de Cuitzeo: un análisis de la geografía y su entorno socioambiental*. UNAM-UMSNH. pp.: 24-28.
- Vila, J., Varga, D., Llausas, A., Ribas, A. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Doc. Anàl. Geogr.* 48: 151-166.
- Villavicencio, R., Saura, S., Santiago, A.L., Chávez, A. 2009. La conectividad forestal de las áreas protegidas del estado de Jalisco con otros ambientes naturales. *Scientia CUCBA* 110 (1-2): 43-50.
- Vogt, P., K, Riiters., J, Kosak. 2007 Mapping Spatial Patterns with Morphological Image Processing. *Landscape Ecology*. 22 2: 171-177.
- Watts, K., Eycott, A.E., Handley, P., Ray, D., Humphrey, J.W. Quine, C.P. 2010. Targeting and evaluating biodiversity conservation action within fragmented landscapes: an approach based on generic focal species and least-cost networks. *Landscape Ecology*. 25:1305–1318
- Watts, K., Ray, D., Quine, C.P., Humphrey, J.W. and Griffiths, M. 2007. Evaluating biodiversity in fragmented landscapes: applications of landscape ecology tools. *Forestry Commission Information Note 85*. Forestry Commission, Edinburgh.
- Wiens, J.A.; Schooley, R.L. & Weeks, R.D.; 1997. Patchy landscapes and animal movements: do beetles percolate? *Oikos* 78: 257-264.

## CAPÍTULO II

### **ANÁLISIS DEL CAMBIO EN LA CONECTIVIDAD ESTRUCTURAL DEL PAISAJE (1975-2008) EN LA CUENCA DEL LAGO CUITZEO, MICHOACÁN**

#### **2.1 INTRODUCCIÓN**

La conectividad estructural o espacial se refiere a las relaciones de continuidad y adyacencia entre los parches de un tipo de cobertura o en el total del paisaje (Taylor et al. 2006). En este sentido, la conectividad estructural es analizada mediante la aplicación de índices o métricas del paisaje calculadas por medio de un sistema de información geográfica (Gustafson 1998). Las métricas del paisaje proveen información útil acerca de las relaciones espaciales en el paisaje. Como por ejemplo, la proximidad, la agregación y el aislamiento entre parches que conforman un tipo de cobertura en particular (Botequilha et al. 2006). De esta manera, el análisis de la conectividad estructural a través del tiempo es relevante porque permite describir los patrones de cambio en la configuración espacial de los elementos estructurales del paisaje (matriz, parche y corredor) generando información clave acerca del nivel de intervención antrópica en un momento y área determinada, siendo un componente fundamental en el monitoreo de la integridad ecológica para la conservación de la biodiversidad.

En el caso de la cuenca del lago Cuitzeo, el cambio de la conectividad estructural no se ha evaluado. Sin embargo, existe una amplia disponibilidad de bases de datos generadas en estudios previos sobre cambio de cobertura y uso del suelo (López et al. 2002, López et al. 2006, Mendoza et al. 2011). Este estudio utilizó los mapas de cobertura de los años 1975, 1996, 2000, 2003 y 2008, los cuales fueron generalizados y posteriormente la leyenda fue estandarizada en 9 tipos de cobertura. Se aplicaron métricas de composición,

configuración y de aislamiento y conectividad en el nivel de paisaje y en el nivel de clase, finalmente se llevó a cabo el análisis comparativo.

En este sentido, este estudio constituye un aporte al conocimiento de la ecología del paisaje de un área ecológica importante que históricamente ha presentado una fuerte presión sobre sus recursos naturales.

## 2.2 OBJETIVO

- Identificar y describir la estructura y conectividad del paisaje en cada periodo de tiempo y realizar su análisis comparativo.

## 2.3 METODOLOGÍA

Se generalizaron los mapas de cobertura para cada periodo de tiempo (1975,1996, 2000, 2003 y 2008) de 19 clases a 9 clases. Posteriormente, se aplicaron métricas básicas de área y configuración de los parches, métricas de aislamiento y métricas de contagio y conectividad (Botequilha et al. 2006) (Tabla 1) por medio del programa Fragstats 3.3 (McGarigal 2002) (Figura 12). Finalmente se llevó a cabo el análisis comparativo para cada periodo de tiempo.

<b>Nombre</b>	<b>Fragstats</b>
<b>Función</b>	Análisis de la estructura del paisaje
<b>Referencia Bibliográfica</b>	McGarigal y Marcks 1995
<b>Descripción</b> <i>Frag</i>	Es un programa de cómputo desarrollado por Kevin Mcgarigal y Bárbara Marcks en 1995 para analizar los patrones espaciales del paisaje por medio del cálculo de una gran variedad de métricas del paisaje. En este sentido, Fragstats cuantifica la configuración espacial de los parches dentro de un paisaje definido por el usuario

Figura 12. Descripción general del programa Fragstats

## Aplicación de métricas del paisaje

Las métricas del paisaje son medidas exploratorias y descriptivas que definen parcialmente el estado de la conectividad, ya que no incorporan las características funcionales entre los parches que conforman el paisaje (Kindlmann y Burel 2008). Sin embargo, aportan información importante para establecer el estado de conectividad espacial de las coberturas y de los parches de hábitat para cada periodo de tiempo. La estructura del paisaje puede ser analizada con base en tres niveles dependiendo de la finalidad del estudio: Nivel de parche, nivel de clase y nivel de paisaje. En este caso, para describir los cambios estructurales en la conectividad y la fragmentación del paisaje los niveles adecuados de análisis corresponden al de clase y paisaje.

Nivel de clase: Un clase corresponde a un tipo de cobertura. En datos vectoriales una clase es un grupo de polígonos clasificados como el mismo tipo de cobertura. Muchas de las métricas a nivel de clase pueden ser interpretadas como índices de fragmentación porque miden la configuración espacial de un tipo de cobertura en particular (Botequilha et al. 2006).

Nivel de paisaje: Un paisaje es un grupo de todos los parches que contiene el área de estudio. En datos vectoriales, el nivel de paisaje corresponde a todo el grupo de polígonos agrupados en tipos de cobertura. Las métricas en el nivel de paisaje caracterizan la composición general y la configuración del mosaico de parches sin referirse a los parches individuales o a los tipos de parches (Botequilha et al. 2006).

A continuación se da una breve descripción de las métricas aplicadas:

## Métricas de composición del paisaje

### Dominancia

$$D = \frac{\ln(S) + \sum_i [p_i * \ln(p_i)]}{\ln(S)}$$

Este índice caracteriza que tan dominantes son los tipos de cobertura en el nivel del paisaje. S es el número de tipos de cobertura, pi es la proporción del tipo de cobertura i, y

ln es el logaritmo natural. Los valores de dominancia varían entre un rango de 0 a 1; valores cercanos a 1 indican un paisaje por uno o pocos tipos de cobertura y los valores cercanos a 0 indican que las proporciones de cada tipo de cobertura son muy parecidas o cercanamente iguales (Gergel y Turner 2002).

### Uniformidad de Shannon

$$SHEI = \frac{-\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)}{\ln m}$$

Este índice caracteriza que tan equitativamente ocurren los tipos de cobertura en el nivel de paisaje. S corresponde al número de tipos de cobertura, pi es la proporción del tipo de cobertura i y ln es el logaritmo natural. Los valores de uniformidad varían entre un rango de 0 a 1; valores cercanos a 1 indican que las proporciones de cada tipo de cobertura son muy parecidas y los valores cercanos a 0 indican que el paisaje está dominado por uno o pocos tipos de cobertura (Gergel y Turner 2002).

### Métricas de área

**Porcentaje de cobertura:** Es el porcentaje ocupado por un tipo de cobertura en el total del paisaje y es la métrica más elemental en el estudio de los patrones de paisaje. Los cambios del porcentaje en el tiempo dan información acerca del incremento y el decrecimiento de las áreas de cierto tipo de cobertura.

**Tamaño Promedio del Parche:** Es el promedio aritmético del tamaño de cada parche en el paisaje o de cada parche de cierto tipo de cobertura (Gergel y Turner 2002), es igual a la suma de las áreas de todos los parches del tipo de cobertura correspondiente, dividido por el número de parches del mismo tipo de cobertura (McGarigal 2002).

**Índice del parche más grande:** Es el porcentaje que ocupa el parche más grande en el total del paisaje o en el total del tipo de cobertura si se calcula en el nivel de clase.

### Métricas de configuración de los Parches

**Número Total de Parches:** Simplemente es el número de parches que están presentes en un mosaico. Este índice puede ser acumulativo para todo el paisaje o para cada tipo

de cobertura y es particularmente sensible a lo fragmentado que se encuentre el paisaje y otorga información directa sobre los patrones del paisaje.

**Densidad de parches:** Corresponde al número de parches de un tipo de cobertura o en el total del paisaje por 100 hectáreas. Como el índice de número de parches es sensible a la fragmentación del paisaje (Botequilha et al. 2006).

### Métricas de conectividad estructural y aislamiento

Índice	Concepto	Descripción	Componentes
<b>Conectividad</b> $CONNECT = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=k}^n c_{ijk}}{\sum_{i=1}^m \left( \frac{n_i (n_i - 1)}{2} \right)} (100)$	Grado de conexión física entre los parches que conforman un paisaje, siendo un indicador directo de conectividad espacial.	El índice de conectancia es definido por el número de enlaces funcionales entre parches del mismo tipo donde cada parche está conectado o no, basado en un criterio de distancia.	$c_{ijk}$ = Enlaces entre el parche $j$ y $k$ (0= No Enlazado y 1= Enlazado) de la misma clase, basado en un umbral de distancia definida por el usuario $n_i$ = Número de parches en el paisaje de cada clase de cobertura
<b>Cohesión</b> $COHESION = \left[ 1 - \frac{\sum_{j=1}^n P_{ij}}{\sum_{j=1}^n P_{ij} \sqrt{a_{ij}}} \right] \left[ 1 - \frac{1}{\sqrt{A}} \right]^{-1} (100)$	Mide la conectividad física del paisaje y es muy sensible al grado de agregación y a la dominancia de las coberturas que conforman un paisaje determinado.	Se calcula en un rango de 0 a 100 y se incrementa a medida que la agregación y la agrupación de las coberturas aumentan. El comportamiento de este índice a nivel de paisaje no ha sido evaluado.	$P_{ij}$ = Perímetro de los parches $ij$ en términos de lado de cada celda $a_{ij}$ = Área de los parches $ij$ en términos de número de celdas $A$ = Total de número de celdas en el paisaje
<b>Proximidad Media</b> (C39) Mean Proximity Index $MPI = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}}{n_i}$	Caracteriza el grado de aislamiento espacial de los parches, pero en contraste con la distancia al vecino más cercano, toma en cuenta todos los parches más próximos que se encuentran dentro de un radio de búsqueda especificado.	Altos valores de proximidad indican que parches vecinos, del mismo tipo de cobertura, están menos aislados, grandes y agregados. Bajos valores indican que los parches se encuentran aislados y pueden tener tamaños pequeños.	$n_i$ = Número de parches en el paisaje de cada clase de cobertura $a_{ijs}$ = Área en metros cuadrados de los parches $ijs$ dentro de un rango especificado del parche $ij$ $h_{ijs}$ = Distancia en metros entre parches $ijs$ y parches $ijs$ basado en distancias borde- borde computada dentro el centro de cada celda

Tabla 2. Métricas de aislamiento y conectividad estructural. Basado en Botequilha et al. (2006).

## 2.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 2.4.1 CONFIGURACIÓN ESPACIAL EN EL NIVEL DE PAISAJE

La configuración del paisaje corresponde al arreglo espacial de los diferentes tipos de cobertura en el total del paisaje. En este sentido, una variedad de métricas han sido utilizadas para analizarla (Botequilha et al. 2006), en este caso se presentan los resultados de las métricas utilizadas en el nivel de paisaje: Número de parches, tamaño promedio de parches y densidad de parches.

En el nivel de paisaje se cuantifican todos los parches de todos los tipos de cobertura, la densidad de parches en 100 hectáreas y sus tamaños promedio. Por lo general estas métricas son indicadores de que tan fragmentado puede estar un paisaje en un momento

determinado (Gergel y Turner 2002). En la figura 13 se presentan los mapas de cobertura para cada periodo analizado.

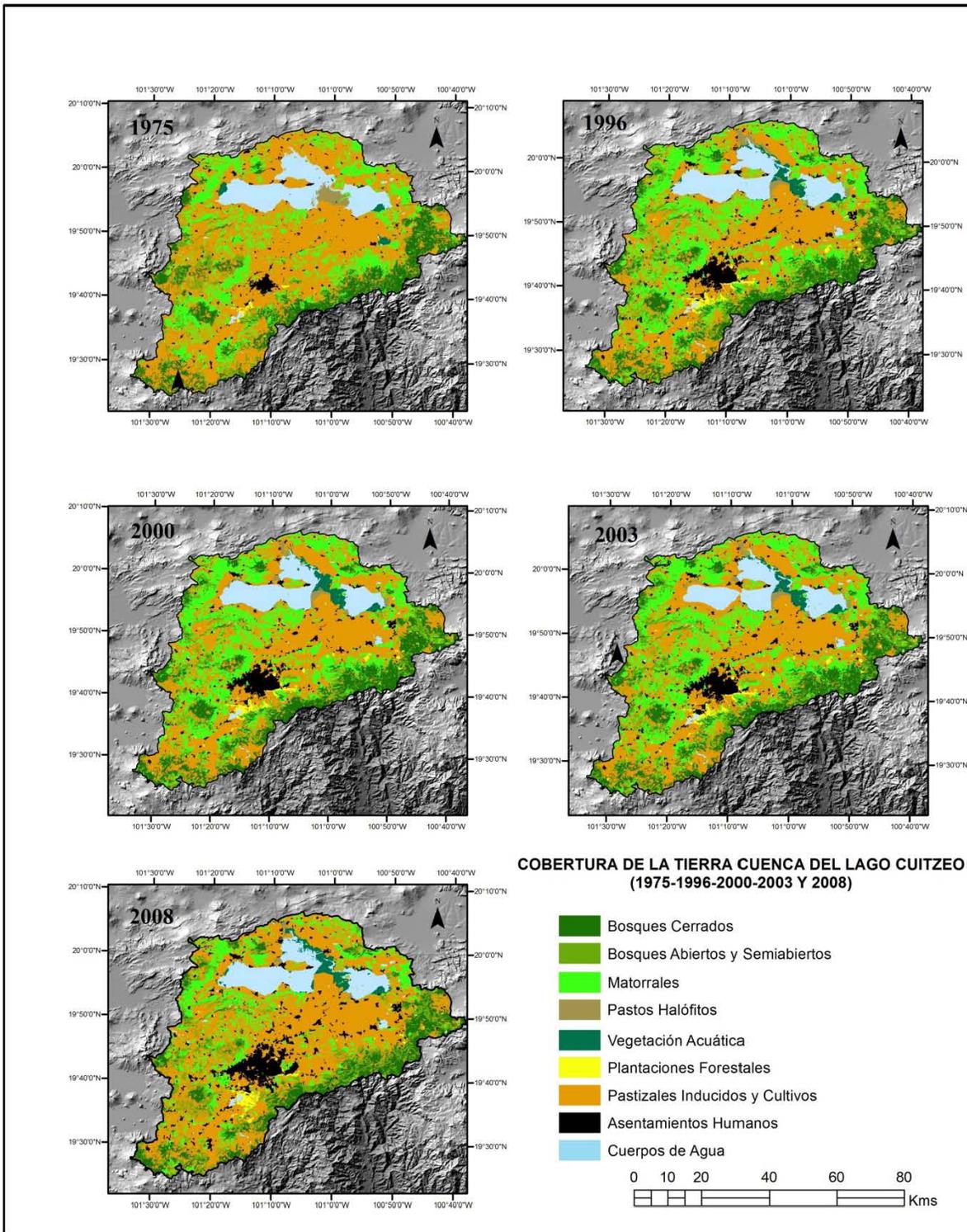


Figura 13. Mapas de cobertura para los años 1975-1996-2000-2003 y 2008.

En las figuras 14, 15 y 16 se presentan los resultados en cuanto a número de parches, tamaño promedio de parches y densidad de parches, comparándolos a través del tiempo.

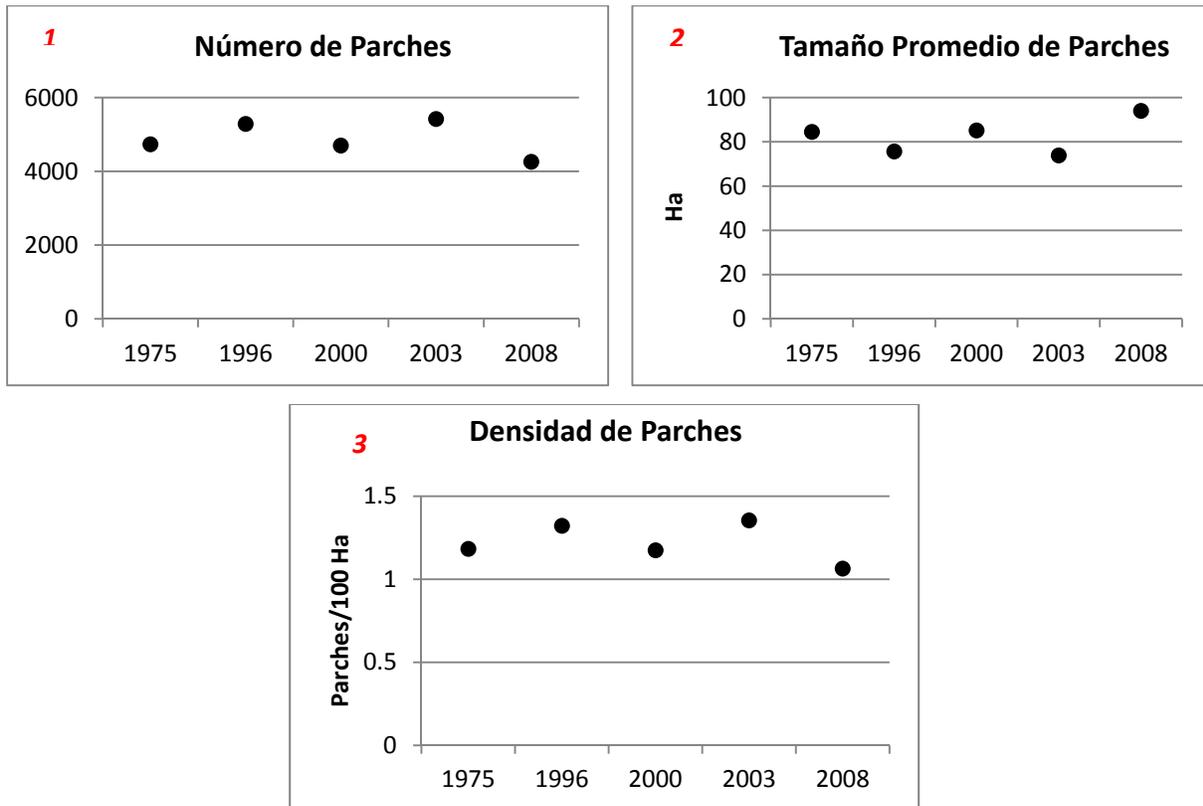


Figura 14, 15, y 16. Número de parches, tamaño promedio de parches y densidad de parches en el total del paisaje para cada periodo de tiempo

En general ninguna de las tres métricas presentó una variación considerable a través del tiempo; no obstante, el número y la densidad de parches presentaron el mismo comportamiento, esto se debe a que estas dos métricas son directamente proporcionales al tamaño del paisaje. En este sentido, la densidad de parches asume la misma utilidad que el número de parches, excepto que se expresa en unidad de área.

Un comportamiento inverso al de los otros índices presentó el tamaño promedio de los parches. Para el año 2008 se registró el menor número de parches (4,258) y la menor densidad de parches ( $1.06 \text{ parches}/_{100\text{ha}}$ ) y por el contrario el tamaño promedio se reconoció como el más alto (94 Ha).

Para el año 2003 se registraron los valores más altos tanto de densidad de parches como de número de parches (1.35 y 5,420 respectivamente). Sin embargo, el tamaño promedio de los parches para dicho año correspondió al más bajo con 73.8 hectáreas muy similar al del año 1996 ( $75.6 \text{ parches}/_{100\text{ha}}$ ).

Entre 1975 y 1996 se presentó un aumento en el número de parches (4,736 a 5,289 respectivamente) y en la densidad (1.18 a 1.31  $\frac{\text{parches}}{100\text{ha}}$  respectivamente). Sin embargo, el valor vuelve a decrecer para el año 2000. Caso contrario sucede con el tamaño promedio de parches el cual decrece entre 1975 y 1996 (84.5 a 75.6 Ha).

Con base en la comparación de dichas métricas se puede decir que en el nivel de paisaje no se detecta una tendencia clara acerca de la fragmentación. Sin embargo, cuando se incrementa la densidad de los parches y se disminuye el tamaño promedio se puede decir que la fragmentación del paisaje aumenta, como sucedió entre los años de 1975 y 1996. Por el contrario, se registró una menor fragmentación en el nivel de paisaje para los dos últimos periodos de tiempo (2003-2008) donde la densidad de parches baja y los tamaños promedio aumentan, este comportamiento puede ser influenciado en el nivel de clase por el incremento del área promedio de las coberturas antrópicas, las cuales en el cálculo se consideran simultáneamente con las coberturas de origen natural.

No obstante, la interpretación de las métricas de configuración espacial en el nivel de paisaje presenta algunas limitaciones por que el número de parches, la densidad y el tamaño promedio no ofrecen información sobre la distribución espacial tanto de los parches como de su tamaño (McGarigal and Marks 1995). Así mismo, resulta difícil la interpretación porque las coberturas antrópicas son más agregadas y por lo tanto tienen menor fragmentación, lo cual puede compensar las otras tendencias. Además en este nivel se ofrece información con base en todos los parches que conforman el paisaje sin distinguir cuales son los de origen natural o antrópico. Por ejemplo, en el área de estudio los parches de origen natural están agrupados en un sector específico del paisaje (extremos laterales y partes altas de la cuenca) y en el centro dominan los parches de origen antrópico; esta característica predomina a través del tiempo. Sin embargo, no es claro saber en el nivel de paisaje si la fragmentación y la conectividad estructural están determinadas por pocos parches naturales de tamaño grande o por muchos parches naturales pequeños y un gran parche antrópico.

En este sentido, el índice del parche más grande puede otorgar información acerca de la dominancia de ciertas coberturas en el total del paisaje (Figura 17):

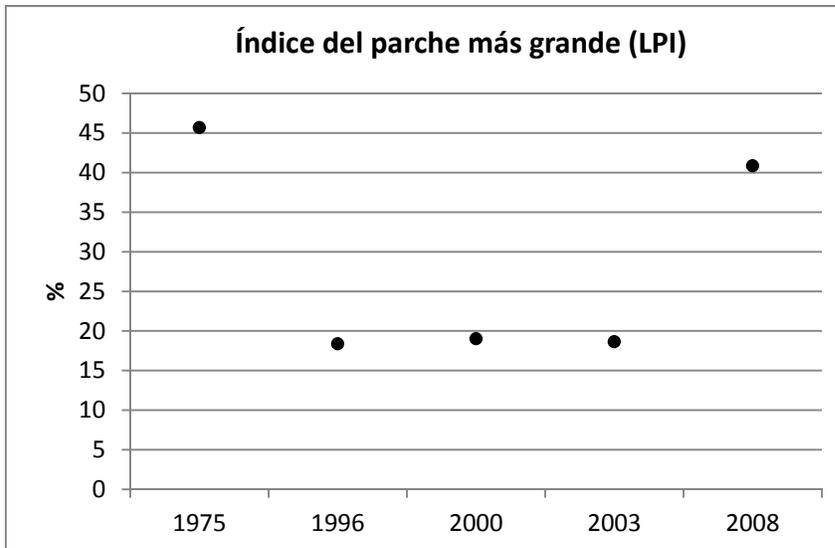


Figura 17. Índice del parche más grande en el nivel de paisaje

En 1975 se presenta el valor más alto de LPI con 45.6%; teniendo en cuenta que el LPI cuantifica el porcentaje que ocupa el parche mas grande, se puede decir que casi la mitad del total del paisaje estaba dominado por un parche en ese año. Sin embargo, se aprecia un decrecimiento considerable entre 1975 (18.3%) y 1996 estabilizándose hasta el 2003 (18.6%), posteriormente para el año 2008 se registra un marcado incremento en el índice, donde un solo parche llegó a ocupar el 41% del total del paisaje. En el nivel de paisaje esta tendencia se registra igual a la de coberturas de pastizales inducidos y cultivos en el nivel de clase siendo esta la cobertura dominante en cada periodo de tiempo. En este sentido, implicaciones ecológicas negativas pueden ser causadas cuando domina una cobertura introducida a través del tiempo y la vegetación natural en su mayoría se ha perdido. Whittaker (1998) encontró que la modificación del paisaje forestal en su mayoría por coberturas que dominan más del 30% del área total del paisaje como los pastos y cultivos se asocia directamente con la extinción de la flora y fauna nativa. Situaciones similares han sido reportadas en muchos más casos como en los estudios de Brook et al. (2003) y Brooks et al. (2002), en donde la extinción de la fauna se encuentra asociada a la pérdida de hábitat por remplazo de la vegetación natural.

#### 2.4.2 COMPOSICIÓN DEL PAISAJE

La composición del paisaje se refiere a la variedad y abundancia de los tipos de parche sin tener en cuenta su carácter o configuración espacial (Botequilha et al. 2006). En este

sentido, las métricas de configuración del paisaje no son espacialmente explícitas, pero presentan importantes efectos espaciales (Gustafson 1998). A continuación en la figura 18 se presentan los resultados en cuanto al índice de dominancia y el índice de uniformidad de Shannon dos métricas que caracterizan que tan uniformes son las proporciones de los tipos de cobertura que ocurren dentro de un paisaje (Gergel y Turner 2002).

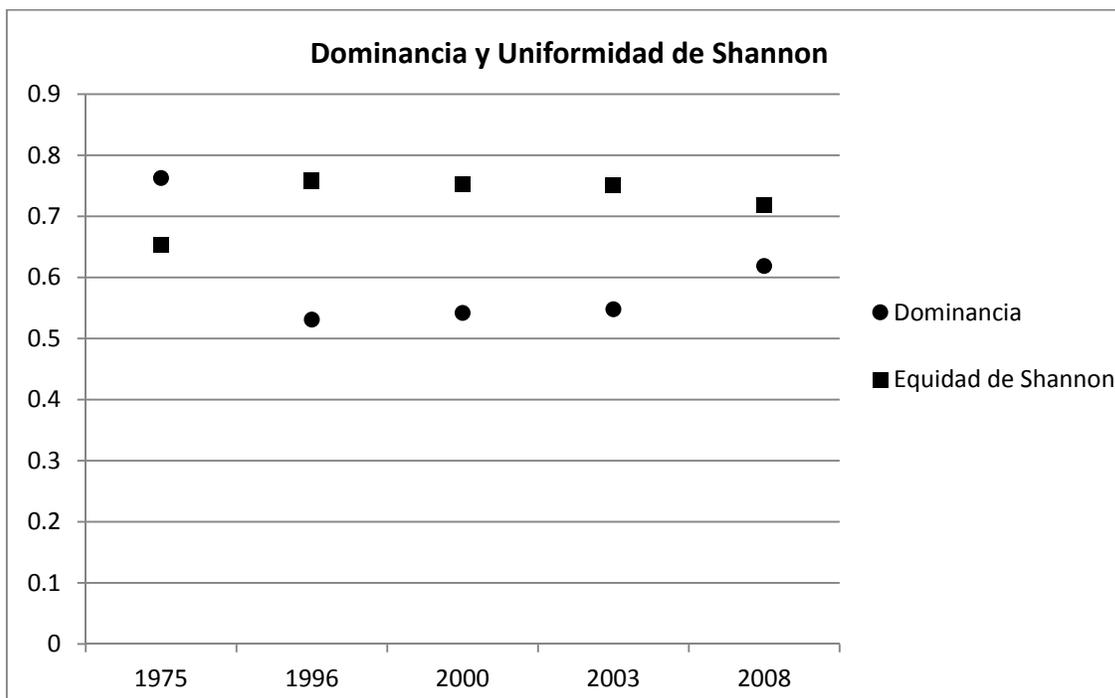


Figura 18. Índices de composición en el nivel de paisaje

En general, a través del tiempo los índices de composición presentaron comportamientos opuestos (Figura 18), mientras que para 1975 se presentó el valor más alto de dominancia (0.763), la uniformidad presentó el valor más bajo (0.653). Posteriormente, para 1996 el valor de dominancia decrece considerablemente (0.531) y se estabiliza hasta el año 2003 donde se incrementa gradualmente hasta el año 2008 (0.62). Caso contrario sucede con el índice de uniformidad que se incrementa para 1996 se estabiliza hasta el año 2003 y decrece para el año 2008 (0.79). Así mismo, el índice de dominancia presenta un comportamiento muy parecido al del LPI (Figura 17) donde existe una cobertura que domina el total del paisaje en el año 1975 pero a medida que avanzan los años este dominio decrece. Sin embargo, la uniformidad registra valores altos durante todos los periodos de tiempo.

El decrecimiento en los valores de dominancia entre los años 1975 y 2003 puede estar relacionado con la disminución de las áreas de las coberturas dominantes como los pastos inducidos y cultivos y con el aumento gradual de la cobertura de matorrales para dichos años. En el trabajo realizado por López et al. (2002) indican que las superficies cubiertas por pastizales y cultivos entre 1975 y 2000 en la cuenca del lago Cuitzeo decrecen considerablemente mientras que los matorrales se convierten en la cobertura dominante para el año 2000. Así mismo, Mendoza et al. (2011) reportan que entre 1975 y 2003 en la cuenca existe una tendencia hacia la conversión de áreas agrícolas a matorrales.

### 2.4.3 CONECTIVIDAD Y AISLAMIENTO EN EL NIVEL DE PAISAJE

Para describir la conectividad estructural y el aislamiento de los parches en el nivel de paisaje se calculó el índice de proximidad media (Tabla 1). Este índice no presenta unidades y fue calculado con un radio de búsqueda de 10 Kms, el cual puede corresponder a la distancia aproximada de dispersión de las especies focales utilizadas en el presente estudio (Ver capítulo 3). A continuación, en la figura 19 se describen los resultados obtenidos en el nivel de paisaje.

El índice presenta los valores más altos en los extremos de los años analizados.

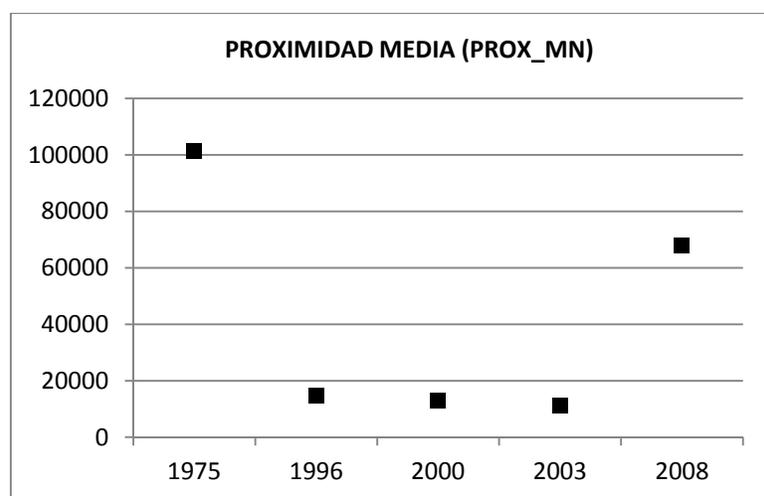


Figura 19. Índice de proximidad media en el nivel de paisaje

En el año 1975 (101,341) se registra el valor más alto de proximidad media entre todos los parches que conforman el paisaje. Sin embargo, decrece notablemente para el año 1996 (14,719) presentándose una disminución gradual al año 2003 (11,220) donde se registra el valor más bajo el cual se incrementa considerablemente para el año 2008 (68,102) aunque sin alcanzar el registro más alto en los valores que corresponden al año 1975.

Los valores altos de proximidad reportados para 1975 indican una mayor conectividad estructural en la cuenca, incluyendo todos los parches de todos los tipos de cobertura. Según Gustafson y Parker (1994) cuando existen valores muy altos de proximidad como en este caso, los parches del mismo tipo de cobertura se caracterizan por ser grandes y cercanos entre ellos en este sentido se puede decir que en el periodo de 1975 los parches en general se encuentran menos aislados. Sin embargo, el notable decrecimiento en los valores del índice de proximidad hasta el año 2003 indica que los parches se encuentran más aislados y presentan menor área. En este sentido, para el año 2008 se registró un incremento en las áreas de los parches, así como en la conectividad estructural en el nivel del paisaje. De acuerdo con Gustafson y Parker (1994) una consecuencia ecológica del decrecimiento en el índice de proximidad, en este caso reportado entre 1975 y 2003, puede resultar en el decline del número de especies especialistas que requieran grandes y contiguas áreas para moverse entre ciertos tipos de cobertura. Adicionalmente, las especies especialistas no encontrarían un hábitat óptimo si hay poca conectividad estructural y pequeños tamaños de parche.

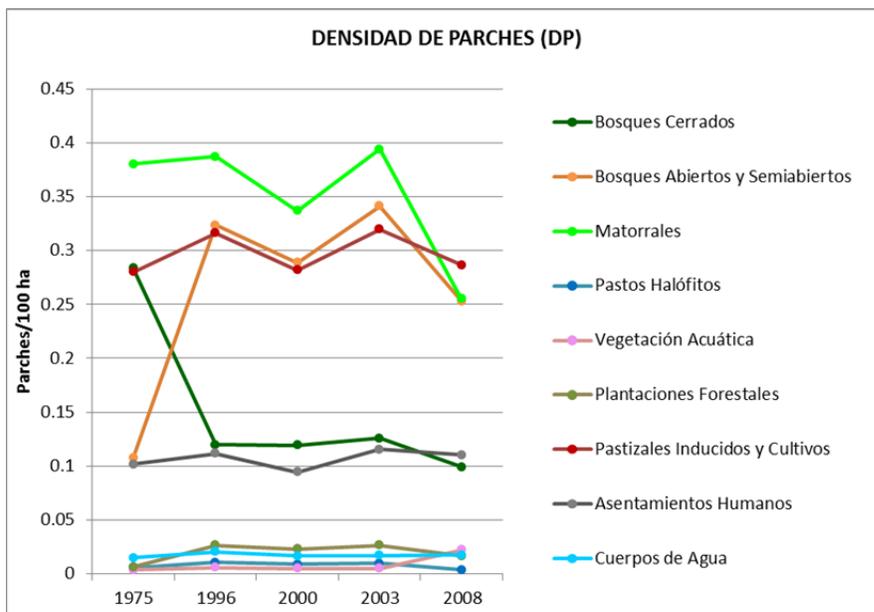
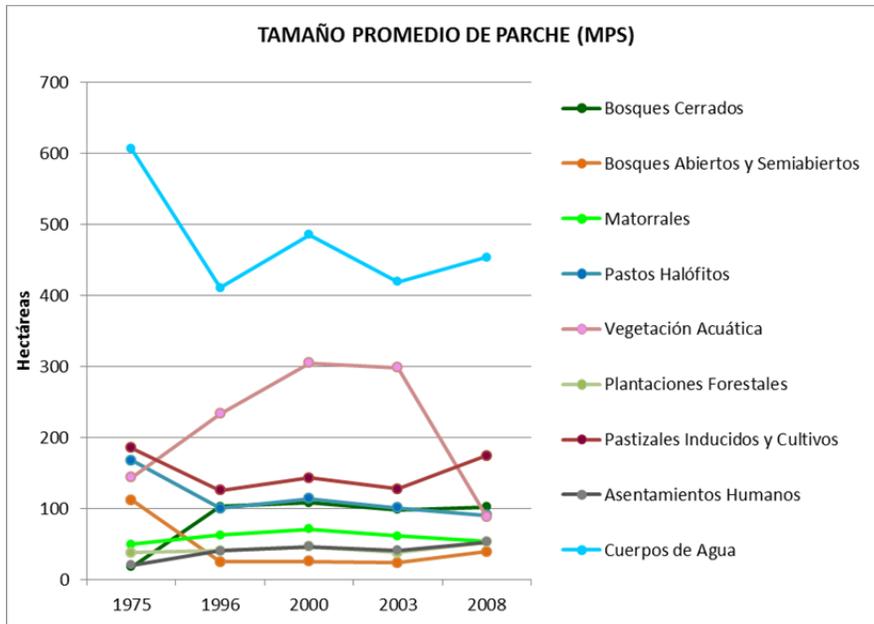
#### **2.4.5 CONFIGURACIÓN ESPACIAL EN EL NIVEL DE CLASE (TIPOS DE COBERTURA)**

Se describen los resultados de configuración del paisaje en el nivel de clase, considerando las métricas de tamaño promedio de parches (MPS), densidad de parches (DP) e índice del parche más grande (LPI). Se omitió incluir el número de parches (PN) debido a que el DP es la forma normalizada de PN (dividiendo PN por el área total del paisaje)

Cómo se presenta en las figuras 20 y 21 el comportamiento es bastante distinto entre los dos índices. Por ejemplo, coberturas como los cuerpos de agua presentan MPS muy grandes y al contrario valores de DP muy bajos.

Así mismo, coberturas de origen antrópico como los pastizales inducidos y cultivos presentan MPS relativamente grandes presentando los valores más altos en los extremos

de los años analizados, para 1975 se registra un valor de 185 ha y para el 2008 un valor de 175 ha, sin embargo en los años intermedios decrecen a 125 ha para 1996 y se estabiliza hasta el 2003 con 127 ha. La DP para los pastizales inducidos y cultivos, en general presentan valores relativamente altos a través del tiempo en comparación con las otras coberturas. Sin embargo, los valores más altos se registran en los años intermedios, a diferencia del comportamiento obtenido para el MPS.



Figuras 20 y 21. Tamaño promedio de parches y densidad de parches en el nivel de clase

Numerosos parches de gran tamaño indican que los pastizales inducidos y cultivos presentan un alto grado de homogenización y dominancia, en todos los periodos de tiempo en comparación con las demás coberturas.

Por otro lado, las coberturas de origen natural y seminatural como los matorrales registran tamaños de parche relativamente pequeños y en general una alta densidad de parches, indicando que su configuración espacial es bastante heterogénea, característica de las coberturas fragmentadas. Sin embargo, de acuerdo con Tischendorf (2001) no siempre este comportamiento está relacionado con la fragmentación. En este sentido, la desaparición de parches entre un periodo determinado puede afectar los valores de DP y por ende el tamaño promedio de los parches indicando otro tipo de disturbio como puede ser la deforestación, como en este caso si se trata de coberturas forestales.

Los matorrales, registran la mayor densidad de parches entre 1975 y el 2003 ( $0.38$  y  $0.39$   $\frac{\text{parches}}{100 \text{ ha}}$ ) sin embargo el valor decrece considerablemente para el año 2008 registrándose un valor de  $0.25$   $\frac{\text{parches}}{100 \text{ ha}}$ . En cuanto al MPS, los matorrales registran valores bajos que fluctúan entre las 37 ha para 1975 y 52 ha para el 2008 los cuales prácticamente se comportan de forma estable a través del tiempo.

Por otro lado, los bosques abiertos y semiabiertos presentan a lo largo tiempo valores bajos de MPS; en 1975 registran el valor más alto (112 ha), sin embargo el MPS decrece considerablemente a 24 ha para 1996 y presenta un comportamiento estable hasta el año 2003 (23 ha) y se incrementa levemente en el año 2008 (38.5 ha). No obstante, para 1975 los bosques abiertos y semiabiertos presentan el valor más bajo de DP ( $0.10$   $\frac{\text{parches}}{100 \text{ ha}}$ ), luego para el año 1996 el valor de DP se incrementa notablemente a  $0.32$   $\frac{\text{parches}}{100 \text{ ha}}$ , para el año 2003 se presenta el valor más alto de DP ( $0.34$   $\frac{\text{parches}}{100 \text{ ha}}$ ) y finalmente decrece a  $0.25$   $\frac{\text{parches}}{100 \text{ ha}}$  en el 2008.

En cuanto a los bosques cerrados en general presentan MPS relativamente bajos. Para el año 1975 registran el valor más bajo (17.3 ha) el cual se incrementa considerablemente al año 1996 (102 ha), estabilizándose hasta el 2008 con el mismo valor. En lo que refiere a la DP, los bosques cerrados presentan valores decrecientes a través del tiempo, en 1975 registran el valor más alto ( $0.28$   $\frac{\text{parches}}{100 \text{ ha}}$ ) que desciende notablemente para 1996 ( $0.11$   $\frac{\text{parches}}{100 \text{ ha}}$ ). Posteriormente, el valor de DP se estabiliza hasta el año 2003 y finalmente para el año 2008 decrece sustancialmente a  $0.09$   $\frac{\text{parches}}{100 \text{ ha}}$  correspondiendo al valor más bajo de DP entre las coberturas de bosque y matorral. Es importante resaltar que en la tendencia temporal del tamaño promedio y densidad de parches de los bosques

cerrados se pueden distinguir dos etapas particulares que pueden estar relacionadas con el estado de la conectividad estructural, la primera entre 1975 y 1996 la densidad de parches decrece y el tamaño promedio asciende esto puede indicar un aumento en la conectividad estructural relacionado con el abandono de tierras de cultivo poco productivas y por programas de establecimiento forestal, eventos reportados por López, Mendoza y Acosta (2002) en el análisis del cambio de cobertura de la cuenca del lago Cuitzeo entre 1975 y 2000. La segunda etapa entre 1996 y 2008, por el contrario puede indicar una etapa en el proceso de fragmentación propuesto por Forman (1995) como “forest attrition” o desgaste del bosque (pérdida gradual de los parches y áreas de bosque) que para McIntyre y Hobbs (1999) análogamente correspondería a una etapa “relictual” del estado de la cobertura boscosa.

Por otro lado, los pastizales inducidos y cultivos en lo que respecta al índice del parche más grande (LPI) presentan notablemente los valores más altos en contraste con las demás coberturas (Figura 22). Lo que significa que en todos los periodos de tiempo dominan la mayoría del área de la cuenca con respecto a los parches más grandes de las demás coberturas.

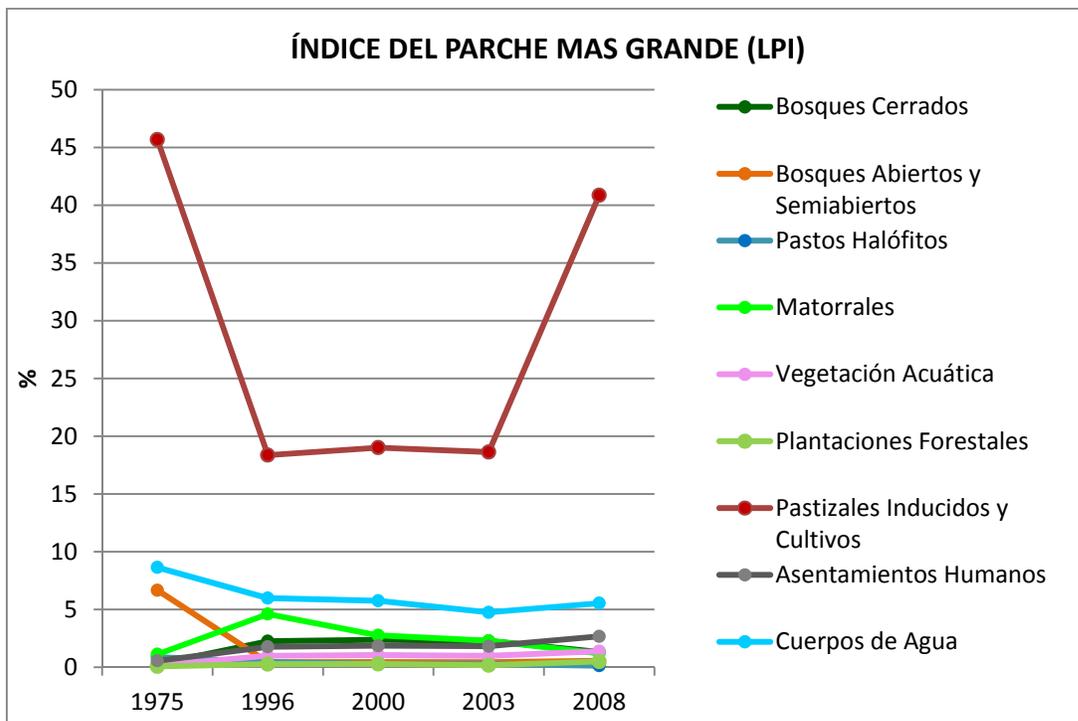


Figura 22. Índice del parche más grande en el nivel de paisaje

Sin embargo, la forma de cartografiar y el detalle de la interpretación de los productos de sensores remotos pueden influir considerablemente en los resultados de este índice. Por ejemplo, si el intérprete se enfoca en cartografiar a detalle los elementos conectores como la vegetación riparia que conecta los parches de bosque puede dividir los parches de pastizales y cultivos disminuyendo el área y por lo tanto los valores de LPI.

En 1975 el parche más grande de la cobertura de pastizales y cultivos registra el valor más alto con una representatividad del 45%. Sin embargo, para el año 1996 se presenta un decrecimiento sustancial en el LPI llegando a un 18.3 %, el índice se estabiliza hasta el año 2003 (18.6%) y se incrementa considerablemente al 41% en el año 2008. En contraste, se aprecia una diferencia notable con el LPI de las demás coberturas las cuales presentan valores mucho más bajos.

Por otro lado, los bosques cerrados a través del tiempo presentan un leve incremento en el valor de LPI entre 1975 y 1996 (0.2 a 2.25% respectivamente), se estabiliza hasta el año 2003 y decrece gradualmente para el año 2008 (1.3%). En cuanto a los bosques abiertos y semiabiertos, registran valores muy bajos a través del tiempo. Sin embargo, en 1975 se presenta el valor más alto (6.6%) el cual decrece considerablemente al año 1996 (0.43%) y a través del tiempo se incrementa ligeramente hasta el año 2008 (0.55%). Un comportamiento de LPI contrario al de los bosques abiertos y semiabiertos se registra en la cobertura de matorrales los cuales presentan su valor más bajo para el año 1975 (0.8%), posteriormente ocurre un incremento al año 1996 (4.6%) para decrece gradualmente hasta el año 2008 (1.2%). En este sentido, los parches más grandes de las coberturas naturales de tipo forestal presentan tamaños muy pequeños. De acuerdo con Burkey y Reed (2006) estas características de área conllevan a implicaciones ecológicas negativas si se piensa que muchas especies necesitan parches de cobertura natural de tamaño grande donde puedan satisfacer sus necesidades de alimentación y reproducción, en este sentido los parches de mayor tamaño pueden ofrecer mejor aptitud de hábitat que lo de menor tamaño y que se encuentren dispersos.

#### **2.4.6 COMPOSICIÓN DEL PAISAJE EN EL NIVEL DE CLASE**

El índice calculado para analizar la composición del paisaje en el nivel de clase corresponde al porcentaje del área de cada tipo de cobertura (PLAND), también se

reporta el área de cada tipo de cobertura para cada año estudiado. A continuación se describen los resultados obtenidos (Figura 23 y 24).

Los pastizales inducidos y cultivos correspondieron a la clase con mayor representatividad en el total del paisaje y registró valores mucho más altos en comparación con las demás coberturas. Para 1975 representaba el 52% del total del paisaje equivalente a 207,649 hectáreas. No obstante, decrece al 40% (158,607 ha) para el año 1996 y su valor se estabiliza hasta el año 2003 (41%) con 162,374 ha, finalmente en el año 2008 incrementa el porcentaje de ocupación a un 50% (199,411 ha). Por otro lado, en cuanto a representatividad le siguen los matorrales dominando el 19% del total del paisaje en el año 1975 que equivale a 74,394 ha, más adelante para 1996 se registra un leve incremento del 4% llegando a registrar un porcentaje del 23%, se estabiliza hasta el año 2003 y decrece considerablemente a 13.5% (54,171 ha) para el año 2008. Sin embargo, los matorrales corresponden a la cobertura de origen natural y seminatural con mayor representatividad en el total del paisaje. En este sentido, estas dos coberturas presentan comportamientos inversos a través del tiempo, lo cual puede indicar que están relacionados con procesos de ganancia y pérdida de área reportados por López et al. (2002) y Mendoza (2011) como la matorralización y la transformación de matorrales en áreas de pastos y cultivos.

En lo que se refiere a la representatividad de los bosques cerrados, registran el valor más bajo para 1975 (4.9%) correspondiente a 19,628 ha el cual se incrementa considerablemente a 95,913 ha en 1996 alcanzando su registro más alto (12.3%), posteriormente se estabiliza hasta el año 2003 y decrece levemente su tamaño en el 2008 a 40,347 ha equivalente al 10% del área de la cuenca. Comportamiento contrario ocurre con los bosques abiertos y semiabiertos que disminuyen considerablemente entre 1975 y el año 1996 de 12% a 7.8% respectivamente (equivalente a 74,394 ha y 31,385 ha), el valor se estabiliza hasta el año 2003 y registra un leve aumento para el año 2008 correspondiente a 54171 ha (10% del área de la cuenca).

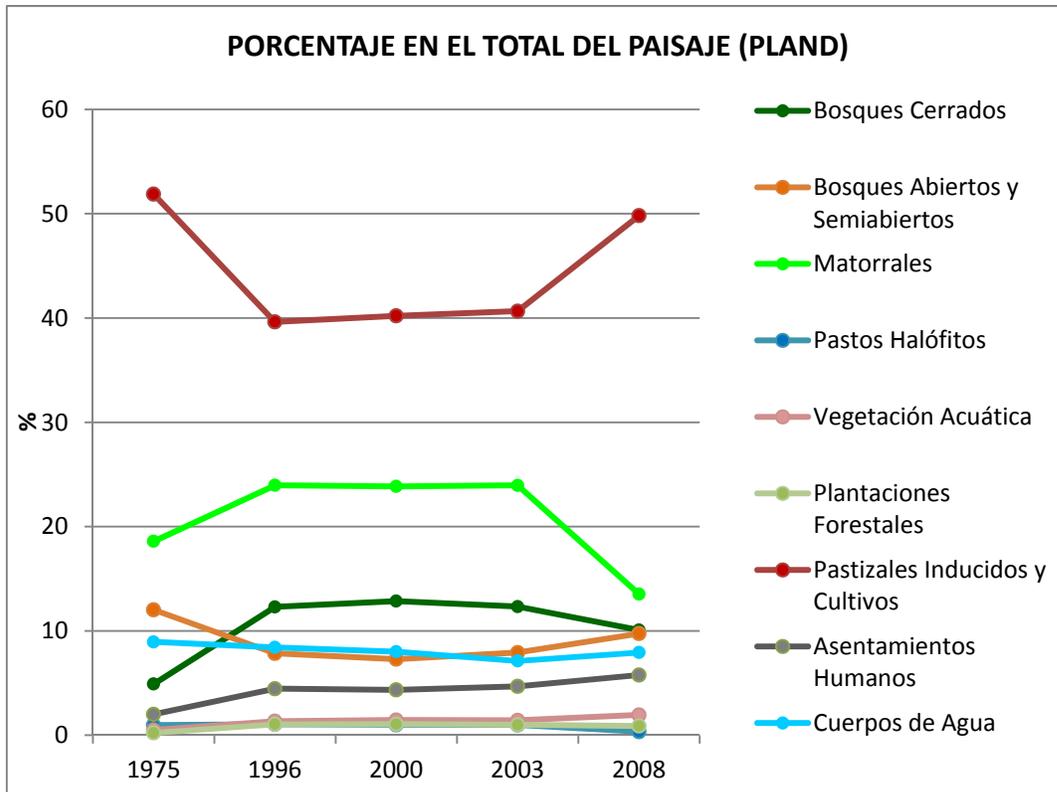


Figura 23. Porcentaje del total del paisaje (PLAND)

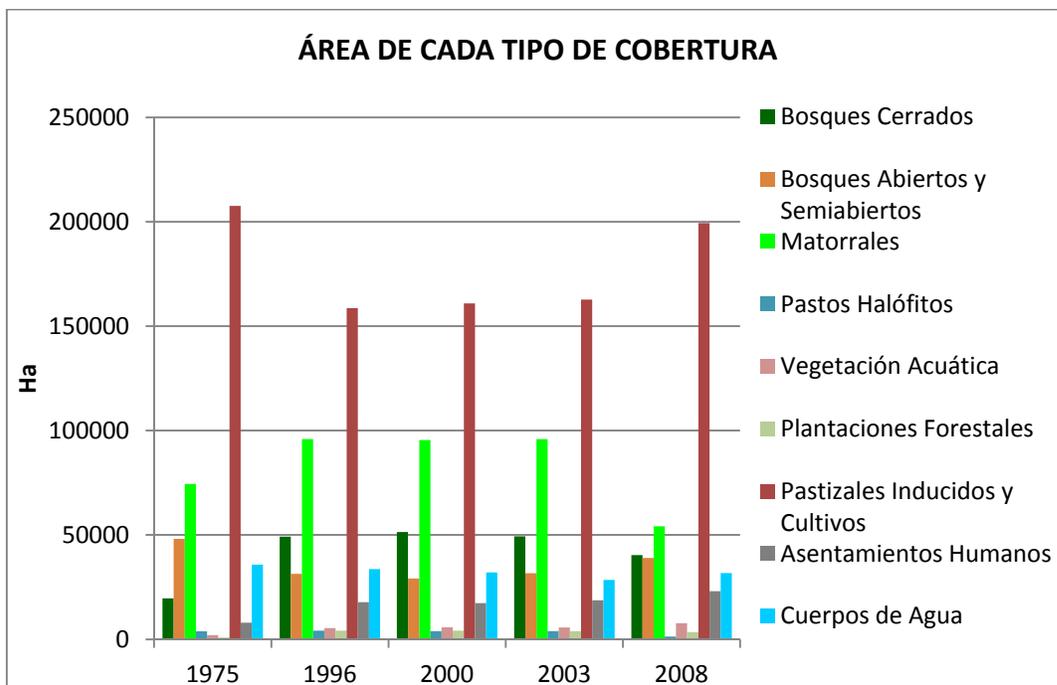


Figura 24. Área de cada tipo de cobertura

Ecológicamente, la transformación de las coberturas en este caso forestales a áreas para pastoreo y cultivos sobre todo en el periodo más reciente entre 2000 y 2008, generan graves impactos sobre la estructura de la vegetación natural de la cuenca ocasionando la degradación del hábitat para muchas especies. De acuerdo con Jones (2002) cuando las áreas para pastoreo se incrementan la probabilidad de extinción local de la vegetación nativa aumenta.

Es pertinente resaltar el comportamiento de los asentamientos humanos, el cual incrementa gradualmente su tamaño ocupando en 1975 el 0.9%, se incrementa notablemente hasta el año 1996 (4.45%) para finalmente extenderse hasta el 5.8% en el año 2008. Así mismo, esta tendencia de urbanización entre 1975 y 2000 también es reportada por López et al. (2002) y por Mendoza et al. (2011) hasta el año 2003.

#### **2.4.7 CONECTIVIDAD Y AISLAMIENTO EN EL NIVEL DE CLASE**

Para describir la conectividad estructural y el aislamiento de los parches en el nivel de paisaje se calcularon los índices de proximidad media (PROX\_MN), conectancia (CONNECT) y cohesión. A continuación en las figuras 23,24, 25 y 26 se presentan los resultados obtenidos para cada tipo de cobertura.

En cuanto a la proximidad media es evidente cómo los pastizales inducidos y cultivos presentan los valores más altos en comparación a todas las demás coberturas las cuales presentan valores muy bajos. En el año 1975 registra su mayor valor (409,747) y decrece considerablemente para 1996 (43,986), posteriormente se mantiene estable hasta el año 2003 y aumenta nuevamente para el año 2008 (249,316).

Los parches de pastizales inducidos y cultivos se caracterizan por ser grandes y cercanos entre ellos en este sentido se puede decir que en el año de 1975 los parches de dicha cobertura en general se encuentran menos aislados. Sin embargo, el notable decrecimiento en los valores del índice de proximidad hasta el año 2003 indica que los parches se encuentran más aislados y presentan menor área. Esta tendencia puede estar dada por el proceso de matorralización y reforestación en este periodo de tiempo reportado por López et al. (2002). En este sentido, para el año 2008 se registró un incremento en las áreas de los parches, así como en la conectividad estructural de los pastizales y cultivos.

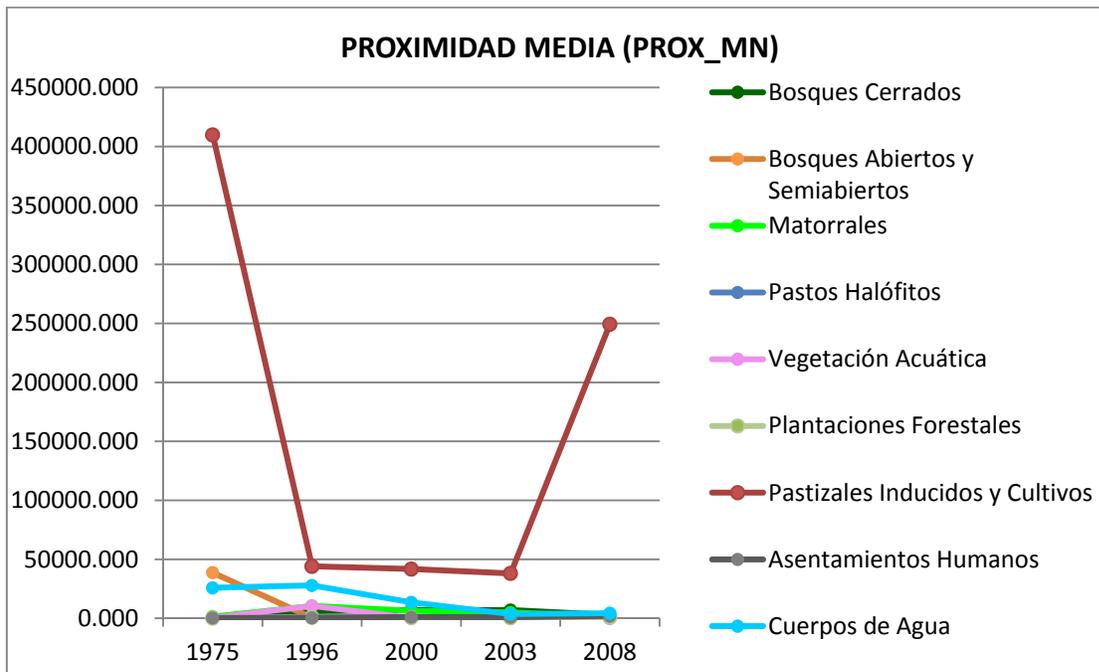


Figura 25. Índice de proximidad media en el nivel de clase

Las coberturas naturales y seminaturales de porte alto como los bosques cerrados, abiertos y semiabiertos y matorrales presentan valores bastante bajos de PROX\_MN (Figura 25). En un radio de 10 kms se encuentran muy pocos parches del mismo tipo de cobertura (en este caso forestal) lo que indica que en general se encuentran aislados y presentan tamaños pequeños.

En este sentido, PROX\_MN de la cobertura de bosques abiertos y semiabiertos presenta una tendencia a decrecer a través del tiempo; entre 1975 y 1996 disminuye de 38,667 a 287 respectivamente y se mantiene estable hasta el año 2003 donde el valor se incrementa a 506 para el año 2008, indicando que sus parches se hacen más cercanos y grandes para este último año.

Por otro lado, los bosques cerrados presentan el registro más bajo de las coberturas naturales y seminaturales de porte alto en el año 1975 (170); sin embargo, aumenta a 5,920 en el año 1996 presentando un incremento gradual hasta el año 2003 (6,946) donde decrece considerablemente para el año 2008 (2,784). El incremento en el tamaño promedio de los parches de bosque cerrado en el periodo comprendido entre 1975 y 2003 (Figura 22) puede haber generado un aumento en el PROX\_MN, según Botequilha et al. (2006) y Gustafson y Parker (1994) el índice de proximidad es muy sensible al tamaño de

los parches porque al aumentar el tamaño aumenta la probabilidad que un parche caiga dentro del radio de búsqueda.

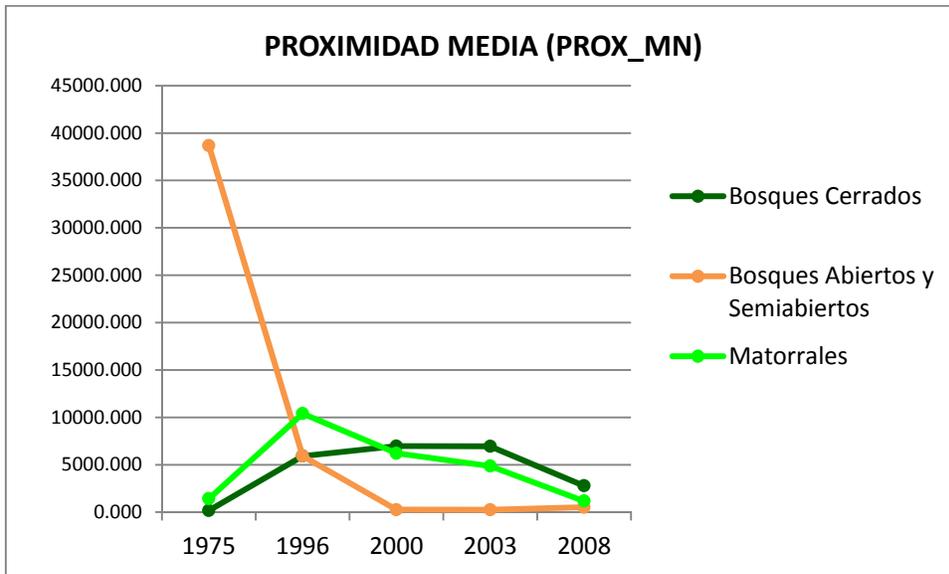


Figura 26. Índice de proximidad media para los bosques cerrados, abiertos y semiabiertos y matorrales

En lo que corresponde a la cobertura de matorrales, entre 1975 y 1996 incrementa considerablemente el valor de PROX\_MN (1,422 a 10,401 respectivamente) y posteriormente disminuye gradualmente hasta el año 2008 donde presenta el menor valor para todos los años analizados (506). Esta tendencia indica que entre 1975 y 1996 la conectividad estructural de los matorrales se incrementa al aumentar también el tamaño promedio de parche. Sin embargo, entre 1996 y 2008 los parches se hacen más aislados disminuyendo el grado de conectividad estructural para dicha cobertura.

En cuanto al índice de conectancia (Figura 27), en general todas las coberturas presentaron valores muy bajos teniendo en cuenta que el rango está dado entre 0% a 100%. El valor entre más se acerque a 100% mayor conectividad estructural presenta el tipo de cobertura (McGarigal y Marks 1995).

La cobertura de pastos halófitos presenta los valores más altos en comparación a las demás coberturas. Sin embargo, el valor para dicha cobertura decrece desde 1975 hasta el año 2000 (8.7% a 3.5%) y se mantiene estable al año 2003, para finalmente aumentar a 4.7 en el año 2008. Estos valores relativamente altos en comparación a las demás coberturas pueden estar relacionados con el bajo número de parches que presenta

sumado a una distribución agrupada en un mismo sector de la cuenca (cercano al lago Cuitzeo) sin que otro tipo de cobertura afecte los enlaces entre los parches.

Las coberturas naturales y seminaturales de porte alto como los bosques cerrados, bosques abiertos y semiabiertos y los matorrales presentan en general registros muy bajos en el índice de conectancia (Figura 28) lo que indica que la conectividad estructural de las coberturas naturales en la cuenca del lago Cuitzeo es considerablemente baja. Como en este caso, cuando la conectividad estructural es baja entre áreas que representan hábitats potenciales se pueden alterar distintos procesos ecológicos, en su mayoría el impedimento de la dispersión entre las áreas de hábitat óptimo. De acuerdo con Mills y Allendorf (2006) principalmente la interrupción de la dispersión puede reducir el tamaño de las poblaciones afectando los patrones de flujo genético. Así mismo, Burkey, (2006) y Pither y Taylor (1998) sugieren que el bajo grado de conectividad estructural entre parches puede acarrear efectos sobre la ocupación de los parches de hábitat sobre todo cuando se busca que haya recuperación de las poblaciones en áreas específicas.

Los matorrales registran los valores más bajos en lo que corresponde a dichas coberturas presentando un comportamiento estable a través del tiempo y presentado un leve incremento entre el año 2003 y el año 2008 (0.34% a 0.45% respectivamente).

En cuanto a los bosques abiertos y semiabiertos presentan el valor más alto de conectancia en el año 1975 (1.17%). No obstante, decrecen considerablemente a 0.45% en el año 1996 manteniéndose estable hasta el año 2003 para finalmente aumentar levemente a 0.54% en el año 2008. Esta tendencia es muy parecida a la encontrada en el índice de proximidad (Figura 25).

Por otro lado, los bosques cerrados presentan una tendencia al incremento gradual en el índice de conectancia. Sin embargo, presentan una conectividad muy baja; en 1975 registran el menor valor (0.47%) el cual aumenta al año 1996 (0.8%) posteriormente se estabiliza hasta al año 2003 para finalmente aumentar a 0.88% en el año 2008 siendo este el valor más alto registrado para dicha cobertura.

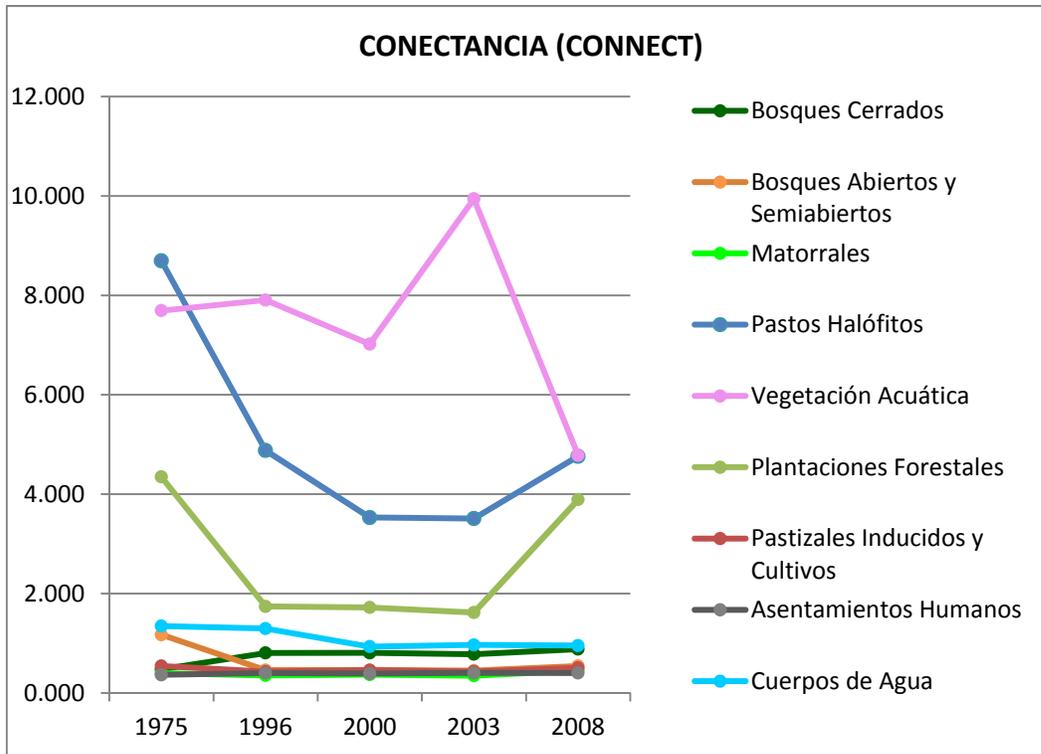


Figura 27. Índice de conectancia en el nivel de clase

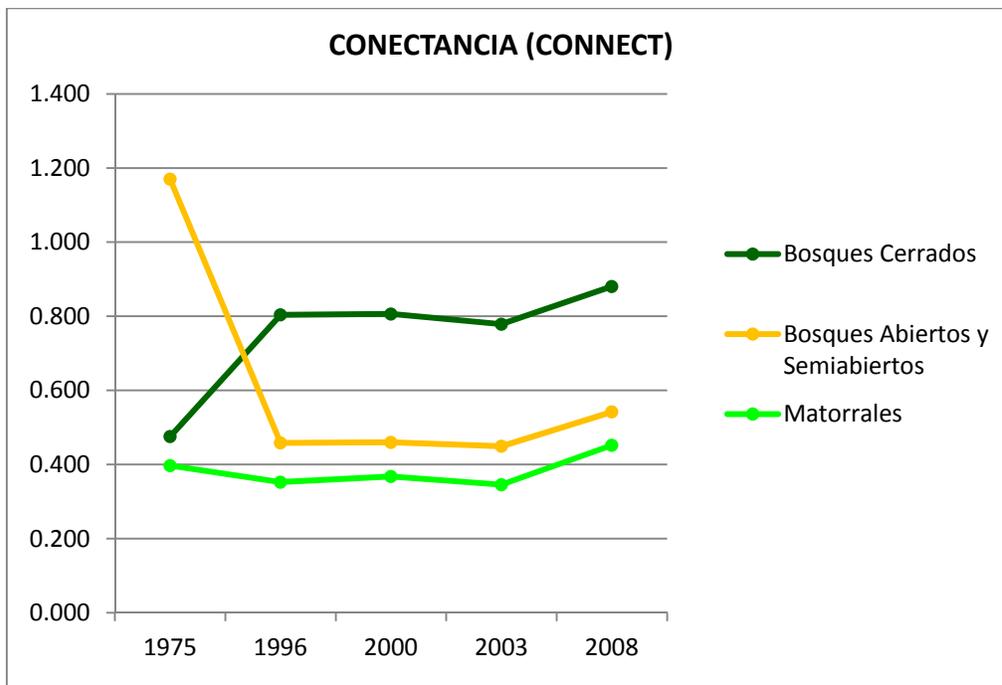


Figura 28. Índice de conectancia para los bosques cerrados, abiertos y semiabiertos y matorrales

En cuanto al índice de cohesión, en general se presentaron valores muy altos (Figura 28) teniendo en cuenta que este índice se reporta entre un rango de 0 a 100. Según Schumaker (1996) este índice se caracteriza por ser muy sensible a la agregación de los parches y aumenta a medida que el tipo de cobertura se hace más compacto. Las coberturas con alto porcentaje de ocupación del paisaje como los pastizales y cuerpos de agua fueron las que presentaron los valores más altos manteniéndose arriba de 99.7. De acuerdo con Mateucci (2004) estos resultados son característicos de coberturas que presentan una alta representatividad en el total del paisaje como en este caso las áreas agrícolas. Según Schumaker (1996), el índice se incrementa a medida que la proporción de las clases también aumenta o viceversa, disminuye si las proporciones decrecen, por esta razón la tendencia de la cohesión va a ser muy parecida a la que se presenta en el porcentaje del índice PLAND (Figura 23).

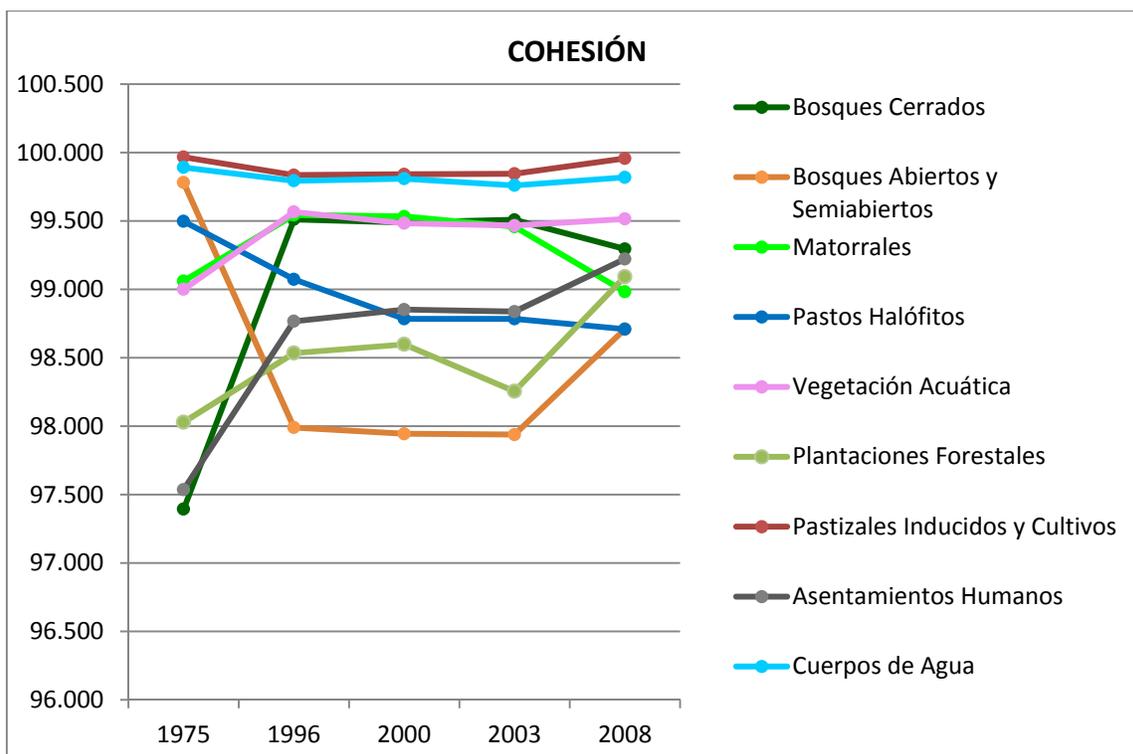


Figura 29. Índice de Cohesión en el nivel de clase

Los bosques abiertos y semiabiertos presentaron registros altos de cohesión para el año 1975 (99.8). Sin embargo, decrecen considerablemente para el año 1996 (97.9), posteriormente el valor se estabiliza hasta el año 2003 y vuelve a incrementarse levemente para el año 2008 (98.7). Un comportamiento contrario sucedió con la cobertura de bosques cerrados, la cual presenta el valor más bajo en comparación a las demás

coberturas para el año 1975 (97.3). Más adelante, en 1996 el valor de cohesión se incrementa a 99.5, se estabiliza hasta el año 2003 y disminuye levemente para el año 2008 a 99.29.

La cobertura de matorrales en general también presenta valores altos de cohesión. Para el año 1975 presenta un valor de cohesión de 99; posteriormente, en el año 1996 el registro se incrementa a 99.5 y decrece levemente a 99.4 en el año 2003, finalmente presenta el valor más bajo de cohesión en el 2008 con un registro de 98.9.

Estos resultados supondrían una alta agregación física entre los parches de coberturas naturales, no obstante, si se compara con los resultados del índice de conectancia presentan muy poca relación y muy poca variabilidad, fluctuando entre 97.5 a 99.8. En los estudios revisados sobre este índice, en su mayoría se reportan rangos de valores entre 90 y 100 (Schumaker 1996; Saura y Millán 2000; Garcia-Gigorro y Saura 2005; Yu y Nam, 2007; Mas et al. 2010; Mori y Lertzman 2011).

En este sentido, García-Gigorro y Saura (2005) reportan que el índice presenta un comportamiento inestable y registra valores altos (indicando alto grado de conectividad) en resoluciones espaciales finas al probarlo en mapas de coberturas boscosas con diferente tamaño de pixel. La anterior afirmación puede estar relacionada con los valores altos de cohesión registrados en el presente estudio; Así mismo, cuando el tamaño de pixel es relativamente pequeño (<100X100) se registran valores altos de conectividad que pueden ser falsos o ilegítimos, a medida que el tamaño de pixel aumenta el valor del índice de cohesión disminuye y se hace más sensible al aislamiento de los parches (García-Gigorro y Saura 2005).

Saura y Pascual-Hortal (2007) sugieren que el índice de cohesión de parches no es fiable para integrarlo en un estudio de conectividad del paisaje y análisis del cambio, al presentar inconsistencias en diversas variables utilizadas en su estudio de integración de índices para el estudio de la conectividad, los autores señalan que el índice de cohesión no indica decrecimiento en la conectividad cuando las distancias entre los parches incrementan y no considera negativa la pérdida de un parche que se encuentre aislado.

Vale la pena resaltar la tendencia a través del tiempo de los asentamientos humanos en la cual la cohesión presenta un incremento significativo. En 1975 presentan un valor de 97.5, para 1996 aumenta a 98.7 y se estabiliza hasta el año 2003 donde se vuelve a incrementar para registrar en el año 2008 un valor de 99.2. Este resultado se encuentra

relacionado con el aumento gradual en el porcentaje de ocupación de dicha cobertura, Así mismo, el índice de cohesión de los parches puede ser un buen indicador para analizar el proceso de urbanización al ser sensible a la agregación de los parches y al porcentaje de ocupación, sin embargo de acuerdo a los resultados obtenidos con las demás coberturas el tamaño del pixel debería seleccionarse con cuidado.

## **2.5 CONCLUSIONES**

El análisis comparativo de las métricas de configuración espacial en el nivel del paisaje sugiere que no se presenta una tendencia clara acerca del proceso de fragmentación en dicho nivel. No obstante, la relación entre el aumento de la densidad de parches y el tamaño promedio de los parches entre 1975 y 1996 puede indicar que la fragmentación del paisaje aumenta. Caso contrario se registró en los dos últimos periodos de tiempo, indicando una menor fragmentación. En el nivel del paisaje no se discriminan cuales coberturas son de origen natural y cuales de origen antrópico lo que puede afectar los resultados si se busca explicar las relaciones espaciales solo para un tipo o un grupo de coberturas.

A través del tiempo, en el nivel del paisaje siempre se registró un parche dominante en área, dicha característica afectó el estado de conectividad y aislamiento, estudiado en este caso por medio del índice de proximidad el cual registra una mayor conectividad para 1975 indicando que el paisaje estaba compuesto por parches de gran tamaño y muy cercanos entre ellos. Sin embargo, para el año 2003 la conectividad decrece considerablemente indicando un comportamiento contrario en donde predominan los parches pequeños y aislados entre si.

En el nivel de clase, en todos los periodos de tiempo, resultó evidente el alto grado de homogenización y dominancia de los pastizales inducidos y cultivos, caracterizado por una gran cantidad de parches de tamaños promedio muy grandes. Por otro lado, los matorrales presentaron una configuración bastante heterogénea, se encontraron tamaños de parche relativamente pequeños y en general una alta densidad, característica de las coberturas fragmentadas.

En la tendencia temporal de los bosques cerrados se diferenciaron dos etapas relacionadas con el estado de la fragmentación, la primera entre 1975 y 1996 la densidad

de parches decrece y el tamaño promedio asciende esto puede indicar un aumento en la conectividad estructural, por el contrario entre 1996 y 2008 se reporta una pérdida gradual de los parches y áreas de bosque lo que indica un aumento en la fragmentación de la cobertura boscosa.

Los resultados del índice de proximidad en cuanto a las coberturas naturales y seminaturales de porte alto como los bosques cerrados, abiertos y semiabiertos y matorrales, a través del tiempo presentaron valores bastante bajos indicando que los parches se encuentran relativamente aislados y presentan tamaños promedio pequeños.

En cuanto al índice de conectancia, en general todas las coberturas presentaron valores muy bajos, ninguna sobrepasó el 5%, indicando que la conectividad es relativamente baja en todos los periodos de tiempo analizados. Los matorrales registraron los valores más bajos en lo que corresponde a las coberturas de origen natural y presentaron un comportamiento estable a través del tiempo. Por el contrario, los bosques cerrados presentaron un incremento gradual en el índice de conectancia. Sin embargo, como las demás coberturas presentaron una conectividad muy baja.

## **2.6 BIBLIOGRAFÍA**

- Botequilha Leitao. A., Miller, J., Ahern, J.,McGarigal, K. 2006. Measuring Landscapes. A Planner´s Handbook. Island press. Washington.
- Brook, B. W., N. S. Sodhi, and P. K L. Ng. 2003. Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature* 424:420–423
- Brooks, T., R. Mittermeier, G. Da Fonseca, A. Rylands, W. Konstant, P. Flick, J. Pilgrim, S. Oldfield, G. Margin y C. Hilton. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16:909–923.
- Burkey, T. V. and Reed, D. H. 2006. The effects of habitat fragmentation on extinction risk: Mechanisms and synthesis. *Songklanakarin J. Sci. Technol.*, 28(1) : 9-37
- Forman, R.T. 1995. Land mosaics: The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, New York.
- García-Gigorro, S. & S. Saura. 2005. Forest fragmentation estimated from remotely sensed data: is comparison across scales possible? *Forest Science* 51 (1): 51-63.

- Gergel, S. E., y M. G. Turner. 2002. Learning Landscape Ecology: A Practical Guide to Concepts and Techniques. Springer. New York.
- Gustafson, E.J., Parker, G.R., 1994. Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape Urban Planning*. 29, 117–130.
- Gustafson, E. J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*, 1, 143–156
- Kindlmann, P., y F. Burel. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology*. 23:879–890
- López Granados, E. M., Mendoza, M.E., Acosta, A. 2002. Cambio de cobertura vegetal y uso de la tierra. El caso de la cuenca endorreica del lago de Cuitzeo, Michoacán. *Gaceta Ecológica*, num. julio-septiembre, pp. 19-34
- Jones, G. 2002. Impacts of grazing. *Conservation Ecology* 6(2): r6. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/resp6/>
- Mas, J.-F., Gao, Y. and Navarrete, J.A. 2010. Sensitivity of landscape pattern metrics to classification approaches, *Forest Ecology and Management*, 259(7): 1215–1224.
- Mateucci, S. 2004. Los índices de configuración del mosaico como herramienta para el estudio de las relaciones patrón-proceso. En: *Memorias del primer seminario argentino de geografía cuantitativa*. Buzai, G (Compilador). Buenos Aires, Argentina.
- McGarigal, K., SA Cushman, MC Neel, and E Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- McIntyre, S; Hobbs, R.1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13 (6): 1282 - 1292.
- Mendoza, M.E., E. López Granados, D. Geneletti, D.R. Pérez-Salicrup y V. Salinas. 2011. Analysing land cover and land use change processes at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975-2003). *Applied Geography*. 31: 237-250
- Mills, L.S. y Allendorf, F.W. 1996. The one-migrant-per-generation rule in conservation and management. *Conservation Biology*, 10, 1509-1518.

- Mori, A. S., and K. P. Lertzman. 2011. Historic variability in fire-generated landscape heterogeneity of subalpine forests in the Canadian Rockies. *Journal of Vegetation Science* 22:45–58
- Pither, J. & P.D. Taylor. 1998. An experimental assessment of landscape connectivity. *Oikos* 83:166-174.
- Saura, S. & J. Martínez-Millán. 2000. Landscape patterns simulation with a modified random clusters method. *Landscape Ecology* 15 (7): 661-678.
- Saura, S. & L. Pascual-Hortal. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83 (2-3): 91-103.
- Schumaker, N. H. 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77: 1210–1225.
- Taylor, P. D., L. Fahrig and K. With. 2006. Landscape connectivity: A return to basics. Pp. 29-43 En: K. R. Crooks and M. Sanjayan (Eds.). En *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tischendorf, L., 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology*. 16 (3), 235–254.
- Whittaker, R.J. (1998) *Island Biogeography: ecology, evolution, and conservation*. Oxford University Press, Oxford. xi, 285pp.
- Yu, X.J.; Ng, C.N. Spatial and temporal dynamics of urban sprawl along two urban–rural transects: A case study of Guangzhou, China. *Landscape and Urban Planning* 2007, 79(1), 96-109.

### **ANÁLISIS DEL CAMBIO EN LA CONECTIVIDAD FUNCIONAL (1975-2008) EN LA CUENCA DEL LAGO CUITZEO, MICHOACÁN**

#### **3. INTRODUCCIÓN**

El concepto de conectividad funcional se refiere a las características del paisaje que facilitan o dificultan la movilidad de las especies entre los parches de hábitat (Taylor 1993). En este sentido, al estudiarla, se integran las características estructurales del paisaje con la capacidad de las especies para movilizarse o dispersarse a través del mismo (Adriaensen 2003). Así mismo, los modelos de conectividad funcional distinguen los parches de recursos y la aptitud del hábitat para las especies focales, esta última representada por una superficie de resistencia o fricción, la cual representa la facilidad o impedimento para la movilidad entre los parches de hábitat (Beier, 2008).

Los estudios de conectividad funcional permiten identificar las rutas más cortas de distancia-costo para movilizarse entre los parches de hábitat, basándose en la teoría de grafos (Urban y Keith 2001, Adriaensen 2003, Rayfield et al. 2006). Estudios más recientes integran la teoría de circuitos para modelar la distribución de la probabilidad de dispersión de las especies focales (Mcrae 2008, Epps et al. 2011, Walpole et al. 2012). En este sentido, con base en las características de movilidad y preferencia de hábitat de dos especies focales, el presente estudio integra las dos aproximaciones. Por un lado, se identifican las rutas de mínimo costo y por el otro las áreas con mayor probabilidad de dispersión. Así mismo, mediante la aplicación de índices integrales de conectividad (Pascual-Hortal y Saura 2006, Saura y Pascual-Hortal y Saura 2007) se determina el estado de conectividad para cada año analizado y la importancia individual de los parches de hábitat en la conectividad general del paisaje. En este sentido, se identificaron los corredores potenciales con más calidad para la movilidad, las áreas críticas donde existe mayor probabilidad de dispersión y los parches de hábitat más importantes para la conservación de la conectividad. La información resultante y los métodos aplicados en el estudio pueden ser de gran utilidad para la toma de decisiones en cuanto a temas de conservación de la biodiversidad y planificación del paisaje.

### **3.1 OBJETIVOS**

- Definir las especies focales con base en las características básicas de movilidad y preferencia de hábitat.
- Identificar y clasificar los tipos morfológicos de fragmentación para cada periodo de tiempo con base en la disponibilidad de hábitat para las especies “tipo”.
- Reconocer la distribución espacial de la resistencia de la matriz del paisaje para cada periodo de tiempo analizado y describir su variación como base para el estudio de la conectividad funcional.
- Conocer y comparar la distribución espacial de la conectividad funcional desde los dos enfoques propuestos (Rutas de mínimo costo y flujos de “corriente”).
- Conocer e identificar la contribución individual de cada parche de hábitat a la conectividad general del área de estudio.

### **3.2 METODOLOGÍA**

En el estudio de la conectividad funcional se tienen en cuenta las características de dispersión y preferencias de hábitat de dos especies focales. Se aplica el concepto de especie “focal” planteado por Watts (2007), el cual se emplea en ecología del paisaje para referirse a las especies que son utilizadas para “modelar la conexión estructural y funcional de un paisaje”. Pueden ser elegidas por varias razones. Por ejemplo, por su interés para la conservación, son especies contrastantes en sus requerimientos ecológicos, buena disponibilidad de los datos, o porque tienen un rango geográfico restringido a pesar de hábitats disponibles. Con base en estas especies se construye un perfil el cual presenta información acerca de características ecológicas como las máximas distancias de dispersión, preferencias de hábitat, tamaño de ámbito hogareño, tamaño mínimo de parche de hábitat y la más importante que es el puntaje de resistencia del paisaje asignado a cada tipo de cobertura (Watts 2007).

#### **3.2.1 SELECCIÓN DE ESPECIES FOCALES**

Estudios sobre ocurrencias de mamíferos terrestres en la cuenca del lago Cuitzeo son escasos; Hernández (1995) reporta un listado de 27 mamíferos terrestres entre ellos 5 carnívoros (*Urocyon cinereoargenteus*, *Bassariscus astutus*, *Mustela frenata*, *Spilogale*

*putorius* y *Mephitis macroura*). Más recientemente Orduña (2008), reporta 13 especies de carnívoros terrestres para la cuenca de Cuitzeo (*Lynx rufus*, *Bassariscus astutus*, *Urocyon cinereoargenteus*, *Mustela frenata* con la mayoría de ocurrencias).

Se seleccionaron dos mamíferos terrestres que estuvieran presentes en los reportes y principalmente que tuvieran características contrastantes en cuanto a dispersión y requerimientos de hábitat generales: el Gato montés (*Lynx rufus*) y el Cacomixtle (*Bassariscus astutus*). A continuación se resumen las principales características ecológicas de las especies seleccionadas:

El Gato montés (*Lynx rufus*) presenta el límite sur de su distribución en México donde ha sido poco estudiado (Aranda et al. 2002). La subespecie *Lynx rufus escuinapae* es reportada específicamente para el centro de México y se distribuye en el área del Sistema Volcánico Transversal en el que la cuenca de Cuitzeo se encuentra inmersa. Según Aranda et al. (2002) el Gato montés es un felino especialista que basa su dieta en lagomorfos (Conejos) y roedores. Presenta considerables diferencias en cuanto al área de su ámbito hogareño (*Home Range*) desde 170 ha en California hasta 7,680 ha en Tennessee (Hansen, 2007). Sin embargo, para *Lynx rufus escuinapae* subespecie que se modela en este estudio existen muy pocos reportes sobre estas características. Burton et al. (2002) reportan para México un tamaño aproximado de ámbito hogareño (*Home Range*) de 560 ha y un área mínima de hábitat de 99 ha. Así mismo, presenta movimientos de dispersión de 3 Kms (Burton et al. 2002) aunque existen reportes de hasta 182 Kms en juveniles (Lariviere & Walton 1997). El Gato montés no es específico para un solo tipo de cobertura aunque frecuentemente ocurre en coberturas de porte alto como en bosques templados y matorrales, sin embargo esto depende de la disponibilidad de presas y protección que los hábitats le ofrezcan (Hansen 2007).

En cuanto al Cacomixtle (*Bassariscus astutus*) es un mamífero terrestre de porte mediano considerado como una especie generalista que se beneficia de los humanos (Castellanos 2006), su dieta varía desde artrópodos hasta pequeños mamíferos (Poglayen & Toweill 1998) presenta un amplio rango de distribución al sur desde el estado de Guerrero y al norte con el estado de Oregón en los Estados Unidos. Presenta un ámbito hogareño mucho más pequeño que el del Gato montés, aproximadamente de 9.2 Ha en ambientes urbanos (Castellanos 2006). Sin embargo, Timm et al. (2008) reportan ámbitos hogareños desde las 5 ha hasta las 136 ha en entornos no tan antropizados. El Cacomixtle tampoco presenta un hábitat o tipo de cobertura específico se puede encontrar tanto en bosques de coníferas como matorrales prefiriendo áreas rocosas para

resguardarse, es muy tolerante a las coberturas de origen antrópico como los asentamientos humanos siempre y cuando le ofrezcan disponibilidad de alimento (Castellanos 2006).

### **3.2.2 MODELO DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE ESPECIES**

Estudios recientes donde no existe información suficiente de ocurrencia de las especies focales, el modelamiento de la conectividad funcional se realiza con base en mapas de distribución potencial los cuales exponen la probabilidad de ocurrencia de las especies focales en un área determinada, estos mapas se transponen con los modelos resultantes del hábitat actual para obtener parches de hábitat, basándose en datos de ocurrencia (Decout et al. 2011). Así mismo, Pascual-Hortal & Saura (2008) utilizan la probabilidad de ocurrencia como medida de calidad de hábitat (*hábitat suitability*) indicando que los parches con alta probabilidad de ocurrencia son más adecuados para la especie y los consideran como parches de hábitat.

En este sentido, se modeló la distribución potencial de las especies focales la cual sirvió como información complementaria a la ocurrencia de las especies dentro del área de estudio. Así mismo, se utilizó como modelo de hábitat potencial el cual más adelante fue utilizado en la selección de parches de hábitat a conectar.

Se utilizaron para modelar la distribución potencial de las especies focales 120 puntos de ocurrencia en el área de distribución de *Lynx rufus escuinapae* y 187 de *Bassariscus astutus* en todo México. Los puntos fueron obtenidos del Sistema Nacional de Información Sobre Biodiversidad de la CONABIO y puntos basados en bibliografía (Rodríguez-Martínez et al. 2007; Bárcenas & Medellín 2007; Orduña 2008; Burton et al. 2003; Fernández et al. 2007). Posteriormente, los mapas finales de distribución de las especies focales se obtuvieron con el software MaxEnt (Figura 30) (Philips y Dudik 2008).

<b>Nombre</b>	<b>MaxEnt</b>
<b>Función</b>	Modelado de distribución potencial de especies
<b>Referencia Bibliográfica</b>	Phillips, Anderson y Schapfire 2006
<b>Descripción</b>	Se basa en el enfoque de máxima entropía para el modelado del hábitat potencial de especies. El software toma como entrada un conjunto de capas o variables ambientales (tales como la elevación, precipitación, etc), y un conjunto de sitios de ocurrencia georreferenciados para producir un modelo del rango de probabilidad de distribución de las especies dadas. Es distribuido por la Universidad de Princeton.

**Figura 30. Descripción general del programa MaxEnt**

Se usaron las 19 variables bioclimáticas distribuidas por WorldClim (Hijman et al. 2005), adicionalmente se incorporó al modelo el DEM de 90 m de resolución distribuido por CONABIO, el mapa de vegetación potencial de México (Rzedewosky 1990) y el mapa de ecorregiones terrestres de México (INEGI & CONABIO 2008 escala 1:1'000,000). Para cada especie se elaboraron los modelos de distribución con 75% de datos para el entrenamiento y se calcularon las curvas operacionales (ROC) tanto para los datos de entrenamiento como para los datos de test. La gráfica de salida del área bajo la curva ROC (AUC), representa en un rango entre 0 y 1 el nivel de ajuste del modelo a los datos de entrenamiento y de test. En este sentido, la curva ROC (AUC) muestra la capacidad predictiva del modelo. El valor del índice, entre más cercano a 1 se puede decir que el modelo es mejor para predecir la probabilidad de ocurrencia de la especie (Phillips et al. 2006).

Los mapas de salida se configuraron para una escala de 0 a 1 donde los valores más altos indican mayor probabilidad de ocurrencia de la especie. Los mapas finales fueron exportados a ArcGis 9.3.1 y delimitados al área de estudio.

### **3.2.3 VALORACIÓN DEL GRADO DE RESISTENCIA**

La resistencia o fricción se entiende como el grado en el cual los elementos y características del paisaje facilitan o dificultan el desplazamiento de las especies focales a través de este (Adriaensen 2003). Existen diferentes formas para valorar la resistencia que así mismo, exigen un mayor o menor grado de información sobre la ocurrencia y preferencia de hábitat de las especies focales, como la valoración y el seguimiento de las especies por medio de telemetría (Richard y Armstrong 2010), la cual puede ser la metodología más precisa pero menos aplicada por la escases de datos. Beier et al. (2009) resaltan que 15 de 26 estudios (65%) de conectividad funcional utilizan la opinión de expertos para valorar la resistencia de la matriz del paisaje.

En este sentido, se elaboró un cuestionario (Ver anexo 1) en el que se integran 8 características del paisaje que afectan la resistencia para que fueran valoradas por expertos en la ecología de las especies focales, en un rango de 0 a 100. Un valor alto de resistencia significó mayor dificultad para la movilidad de la especie y un valor bajo mayor facilidad para que se movilice en el espacio geográfico. Este cuestionario fue respondido por 8 investigadores de varias universidades mexicanas (Ver anexo 2). En síntesis, las variables que se tuvieron en cuenta fueron: tipo de cobertura, tipo de carretera, densidad de carreteras, distancia a carreteras, elevación, pendiente (grados), densidad poblacional, distancia a poblados.

Así mismo, se llevaron a cabo 2 reuniones personales cada una con un experto por especie focal, una del Instituto de Ecología de la UNAM y el otro de la Facultad de Ciencias también de la UNAM, las reuniones se llevaron a cabo en el Distrito Federal; en ellas se desarrolló el cuestionario y se realizó una charla directa sobre aspectos de la ecología de las especies, dicha información se utilizó para posteriormente complementar la selección de los parches de hábitat a conectar. Toda esta sección metodológica se tomó como parte del trabajo de campo.

### **3.2.4 SELECCIÓN DE PARCHES DE HÁBITAT**

Para delinear los parches de hábitat para cada periodo de tiempo se utilizó la siguiente información cartográfica: Hábitat potencial de las especies focales (Derivado de MaxEnt) reclasificado de 0 a 100, cobertura para cada periodo de tiempo reclasificado en 3 categorías de acuerdo a la calidad del hábitat (Hábitat, Matriz Hospitalaria, Matriz

Inhóspita) con base en la metodología propuesta por López (2010), elevación y pendiente apta y no apta y por último una serie de capas catalogadas como “disturbios” (Distancia a carreteras, distancia a poblados, densidad de carreteras).

Adicionalmente, a cada variable se le asignó un valor de 0 a 100 con base en la información disponible para cada especie focal, la información derivada de los cuestionarios y de las reuniones directas con los expertos. En este sentido, valores altos cercanos a 100 significan que son áreas más adecuadas en cuanto a calidad de hábitat para la especie focal y viceversa: Para la cobertura, valores altos significan mayor probabilidad de supervivencia, para el hábitat potencial mayor probabilidad de ocurrencia de la especie y por ende mayor calidad de hábitat (Pascual Hortal y Saura, 2008), en cuanto a la elevación, rangos de aptitud en los que la especie puede estar o no estar y para la pendiente, dificultad al movimiento. Así mismo, para el grupo de variables catalogadas como “disturbios” valores altos corresponden a una mayor capacidad de la especie focal de adaptación y tolerancia a las características antrópicas.

Posteriormente las capas de hábitat potencial (Modelo MaxEnt) y hábitat actual (cobertura reclasificada) se sumaron y ponderaron multiplicándolas por dos debido a que son variables determinantes en la calidad del hábitat de las especies focales (López, 2010). Este resultado se sumó a los valores de las demás variables:

## **2 (HabP + HabA)+ (DC+ DensC + DAH+ Elev + Pend)**

*HabP= Hábitat potencial derivado del modelo Maxent*

*HabA= Hábitat actual para cada periodo de tiempo*

*DC= Distancia a carreteras*

*DensC= Densidad de carreteras*

*DAH: Distancia a Asentamientos Humanos*

*Elev: Aptitud Elevación*

*Pend: Aptitud pendiente*

Finalmente, los valores de los mapas resultantes se dividieron en cuartiles, los dos intervalos inferiores se clasificaron como hábitat deficiente, el intervalo siguiente como subóptimo y el intervalo superior como hábitat óptimo (López 2010). Para la definición de los parches de hábitat finales se seleccionaron solo los de categoría óptima y se generó un nuevo mapa de tipo binario (Óptimo-No óptimo), este mapa se categorizó utilizando el software GUIDOS ((*Graphical User Interface for the Description of Image Objects and their Shapes*) para extraer solo los parches de hábitat óptimo mayores a 2000 ha para

*Lynx rufus* y mayores a 100 ha para *Bassariscus astutus*, (áreas mínimas de parche de hábitat teniendo en cuenta el tamaño de home range) excluyendo el efecto de borde de 100m (Vogt et al. 2007).

### 3.2.5 CLASIFICACIÓN MORFOLÓGICA DE LOS PATRONES ESPACIALES DE LOS PARCHES DE HÁBITAT

Para identificar los principales parches conectores y tener una aproximación más intuitiva de la dinámica de la fragmentación se llevó a cabo la clasificación morfológica de los parches de hábitat. Los parches de hábitat finales fueron clasificados utilizando el software GUIDOS (Figura 31) con base en la metodología propuesta por Vogt et al. (2007). Este procedimiento está basado en la clasificación morfológica de imágenes y es utilizado en ecología del paisaje para identificar elementos como áreas de interior, corredores y tipos de fragmentación como la perforación. En este sentido, la clasificación morfológica permite mapear y monitorear los patrones espaciales a nivel de pixel lo cual hace que sea muy sensible a los cambios a través del tiempo (Vogt et al. 2007).

<b>Nombre</b>	<b>Guidos</b>
<b>Función</b>	Análisis morfológico de los patrones espaciales
<b>Referencia Bibliográfica</b>	Vogt et al 2007
<b>Descripción</b>	GUIDOS (Graphical User Interface for the Description of image Objects and their Shapes) es un software desarrollado por la comisión europea para realizar análisis morfológico de los patrones espaciales de imágenes raster. Este análisis conduce a la segmentación de la imagen en varias categorías temáticas las cuales pueden ser utilizadas para múltiples propósitos como clasificar el estado de fragmentación o conectividad en un periodo determinado.



Figura 31. Descripción general del programa GUIDOS

Los mapas binarios de parches de hábitat fueron clasificados en 6 categorías propuestas por Vogt et al. (2007): Core, Edge, Perforation, Loop, Bridge y Branch.

Hasta el momento no ha sido publicada ninguna traducción al idioma español de las categorías morfológicas. Sin embargo, para llevar una relación coherente entre el idioma y el tema de estudio se propone la siguiente interpretación de los términos en español

(Sarmiento 2001, Kapelle 2004): **Core area:** Área de interior, **Perforation:** Perforación, **Loop:** Lazo, **Bridge:** Conector **Branch:** Ramificación o rama, **Islet:** Relicto.

En los artículos publicados por Vogt et al. (2007), Soille y Vogt (2009) y Saura et al. (2011) se definen los conceptos de cada categoría:

**Core área (Área interior):** Son áreas de interior del parche de hábitat que se encuentran relativamente lejos de los límites entre las coberturas clasificadas como hábitat y las de no hábitat. En este sentido, las áreas “Core” no han sido degradadas por el efecto de borde y la fragmentación.

**Perforation (Perforación):** Áreas que están definidas por los límites entre las áreas de interior (core) y perforaciones dentro del hábitat relativamente pequeñas. La “perforación” ocurre dentro de la zona de efecto de borde a lo largo del límite de la perforación y el área no fragmentada.

**Edge (Borde):** Áreas de hábitat que abarcan el ancho de los límites entre las coberturas forestales y no forestales con perforaciones relativamente grandes.

**Islet (Relicto):** Fragmentos pequeños y aislados que están degradados por el efecto de borde, por su pequeño tamaño no pueden contener áreas de interior (core).

**Bridge (Conector):** Parches que conectan un par o más áreas de interior

**Loop (Lazo):** Áreas que conectan el mismo parche de interior en algún extremo.

**Branch (Rama):** Conecta a bridge o loop o perforation o edge pero no ha áreas de interior (Core area).

### 3.2.6 VALORACIÓN FINAL DE LA RESISTENCIA CON BASE EN OPINIÓN EXPERTA

Los resultados de la valoración de la resistencia por parte de los expertos fueron agrupados y organizados en una sola tabla. Posteriormente, para calcular los valores finales de resistencia del paisaje se aplicó la metodología propuesta por Compton et al. (2007) en la que los valores finales son asignados mediante el cálculo de la media “truncada”. En este sentido, para cada variable (Ej: tipo de cobertura, tipo de carretera, etc.) y para cada especie focal, se excluyen los valores más altos y más bajos de la serie de respuestas de cada uno de los 8 expertos consultados y posteriormente se calcula el promedio aritmético (Figura 32 y Anexo 3). El uso de la media truncada resulta bastante

útil y es reconocido como un estimador robusto ya que es menos sensible a los valores atípicos (*outlayers*) que un promedio aritmético (Kim 1992).

	Puntaje 1	Puntaje 2	Puntaje 3	Puntaje 4	Puntaje 5	Puntaje 6	Puntaje 7	Puntaje final
Variable x	60	10	60	60	80	70	20	54

Figura 32. Ejemplo de cálculo de media truncada. El valor mayor (80) y el valor menor (10) es eliminado y calculado el promedio con base en los demás valores.

### 3.2.7 CORROBORACIÓN EN CAMPO DE LOS PARCHES DE HÁBITAT SELECCIONADOS

Se visitaron los principales parches de hábitat previamente seleccionados con el fin de corroborar que el tipo de cobertura vegetal actual correspondiera al clasificado en el mapa de cobertura más reciente (2008). En total se visitaron 5 parches que representan potencialmente el 80% del hábitat remanente de las especies focales (Figura 33). La información sobre la cobertura actual y los puntos GPS se traslaparon con el mapa de cobertura del 2008 y se verificó que correspondiera con la información de campo.

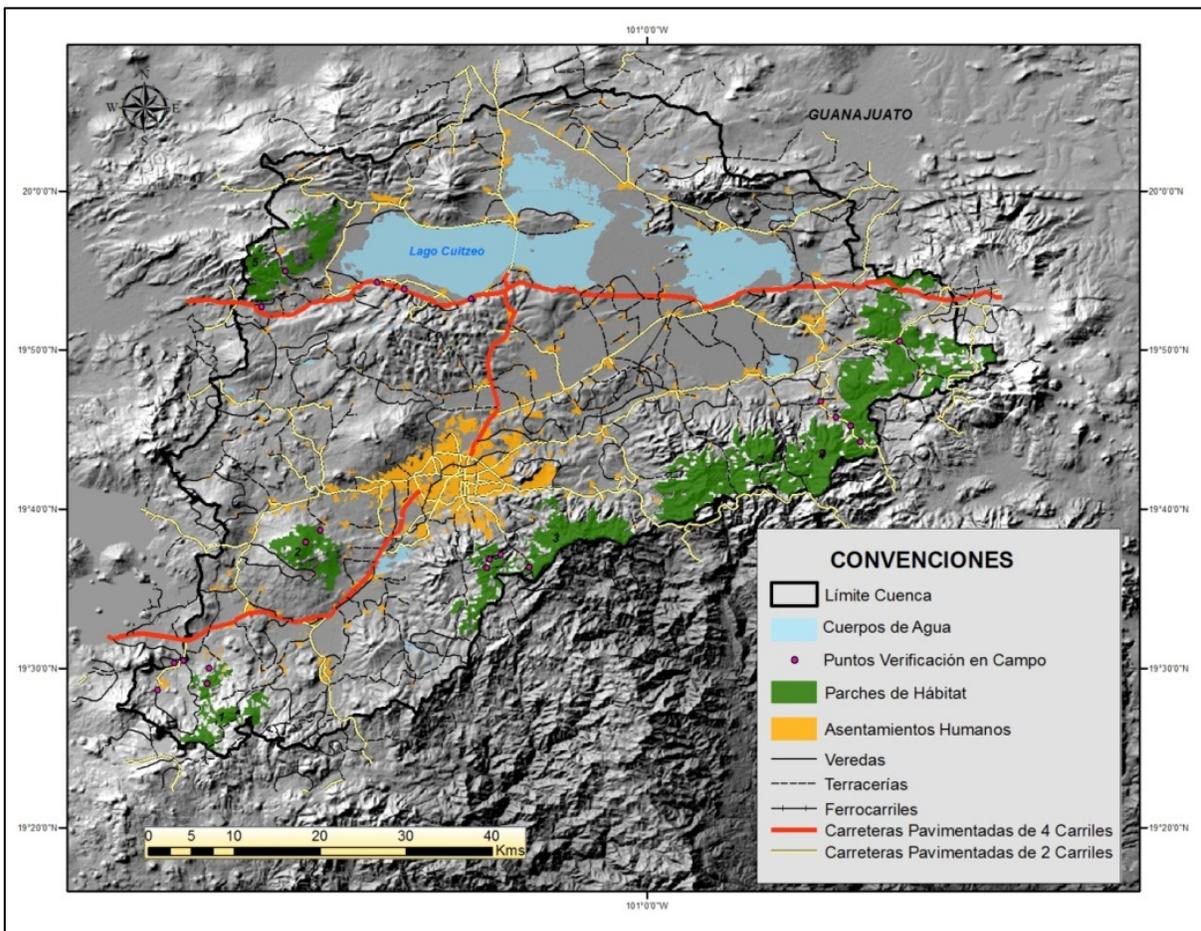


Figura 33. Mapa de los parches de hábitat corroborados en campo

### 3.2.8 ELABORACIÓN DE MAPAS DE RESISTENCIA DEL PAISAJE

Para cada periodo de tiempo y para las dos especies focales se elaboraron los mapas de resistencia acumulada con base en los promedios truncados de la valoración hecha por los expertos.

En este sentido, para cada variable (tipo de cobertura, tipo de carretera, distancia a carreteras, densidad de carreteras, distancia a poblados, pendiente, elevación) se elaboró un mapa raster al cual se le asignaron los valores de resistencia a cada pixel. Las variables no categóricas fueron reclasificadas previamente con base en los rangos asignados previamente en el cuestionario. Posteriormente, se sumaron las capas resultantes para dar como resultado los mapas de resistencia acumulados para cada periodo de tiempo (Figura 34).

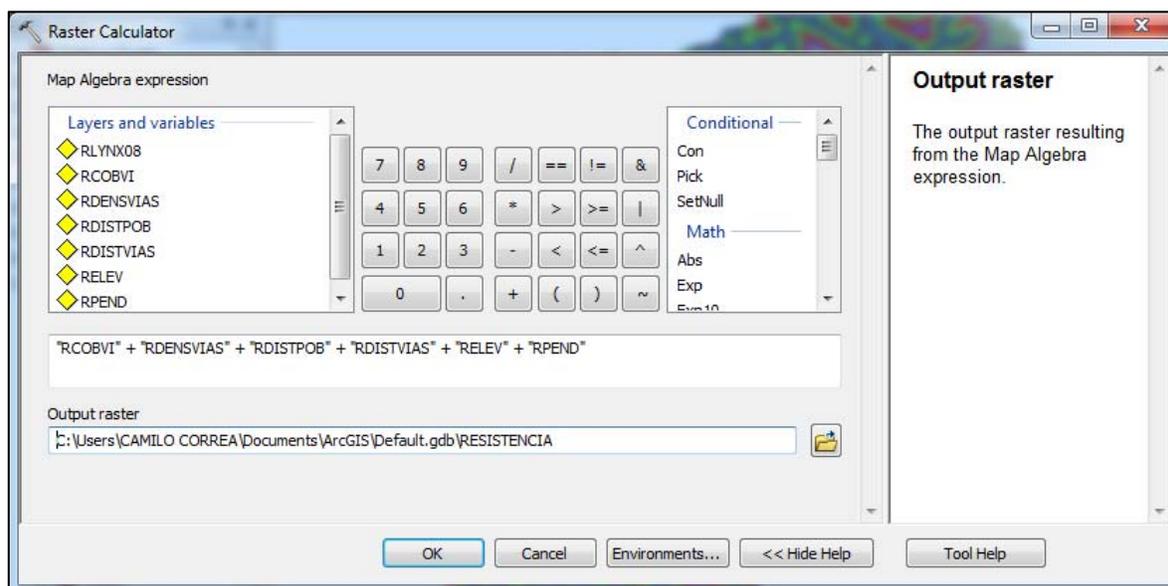


Figura 34. Cálculo para obtener el mapa de resistencia acumulada

**RCOBVI**= Resistencia del tipo de cobertura y tipo de vías

**RDISTVIAS**= Resistencia por la distancia a vías

**RDENSVIAS**= Resistencia por la densidad de vías

**RDISTPOB**= Resistencia por distancia a poblado

**RPEND**= Resistencia por el grado de pendiente

**RELEV**= Resistencia por la elevación

### 3.2.9 MODELAMIENTO DE LA CONECTIVIDAD FUNCIONAL

Para determinar los corredores potenciales que enlazan los parches de hábitat de las especies focales, se utilizaron dos enfoques complementarios entre sí. El primero basado en rutas de mínimo costo (Adrianensen 2003) y el segundo en flujos de “corriente” (McRae 2008).

#### **-Rutas de Mínimo Costo**

Las rutas de mínimo costo corresponden a un método utilizado para medir distancias efectivas entre parches de hábitat teniendo en cuenta la capacidad de dispersión entre ellos. Estos modelos principalmente necesitan dos tipos de información: Una capa de resistencia o fricción que indica el grado de facilidad o dificultad para que un organismo se movilice a través de un área y una capa con parches de hábitat entre los cuales se mide la conectividad (Theobald 2005). Cada celda en el mapa de resistencia contiene el valor que refleja la dificultad o facilidad para la movilidad de la especie focal. Para el cálculo de los corredores potenciales con base en las rutas de mínimo costo y su posterior normalización se utilizó la herramienta *Linkage Mapper* (McRae y Kavanagh 2011) (Figura 35).

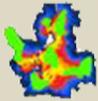
<b>Nombre</b>	<b>Linkage Mapper</b>
<b>Función</b>	Análisis de conectividad de parches de hábitat basado en la normalización de rutas de mínimo costo
<b>Referencia Bibliográfica</b>	McRae y Kavanagh 2011
<b>Descripción</b> 	Linkage Mapper es una herramienta para ArcGis, diseñada para analizar la conectividad de hábitats. Está desarrollada en Python y mapea corredores ecológicos potenciales entre parches de hábitat. Linkage Mapper utiliza mapas de hábitat y capas de resistencia para elaborar y crear mapas de enlace entre los parches de hábitat. Esta herramienta fue desarrollada por el Grupo de Trabajo en Conectividad de Hábitat de Washington (WHCWG)

Figura 35. Descripción general de la herramienta *Linkage Mapper*

Una de las ventajas de utilizar esta herramienta es que tiene la capacidad para calcular las rutas de mínimo costo y posteriormente realizar un mosaico entre los valores mínimos que se expresa en un gradiente o un umbral de rutas mínimas acumuladas que ya no se expresan como una polilínea sino como un mosaico que se asimila más a un corredor.

A continuación se describe detalladamente el proceso desarrollado con *Linkage Mapper* (McRae y Kavanagh 2011):

- 1) **Identificación de áreas adyacentes entre parches de hábitat.** Con base en los parches de hábitat y el mapa de resistencia para cada periodo de tiempo, Linkage Mapper, utiliza las funciones Euclidean Allocation y Cost Allocation de ArcGis creando una capa respectivamente donde se generan las adyacencias al parche de hábitat más cercano tanto en el espacio euclidiano como en el de distancia-costo (McRae y Kavanagh 2011).
- 2) **Construcción de una red entre los parches de hábitat con base en los datos generados de adyacencia y distancias euclidianas y de costo.** Como archivos de entrada se toman los parches de hábitat, adyacencias euclidianas y de costo generadas en el paso anterior, además de un archivo de texto que presenta las distancias entre los pares de parches de hábitat, este puede ser generado por la extensión de Conefor para ArcGis que genera los archivos de entrada para dicho software (Saura y Torné 2009). En este paso se genera un mapa de enlaces entre cada par de parches de hábitat que son candidatos para los mapas finales de corredores. Así mismo, permite descartar los enlaces que son más largos que la máxima distancia euclidiana especificada.
- 3) **Cálculo de distancias de costo y rutas de mínimo costo.** En este paso se utilizan los parches de hábitat óptimo, el mapa de resistencia acumulado y la tabla de enlaces generada en el paso 2. Con base en el mapa de resistencia, se calculan las distancias de costo entre los parches de hábitat y también se extraen las distancias mínimas de costo entre los parches de origen y destino. Posteriormente, se generan las rutas por donde se acumula la menor resistencia (rutas de mínimo costo) utilizando el modelo de distancia-costo previamente generado y una capa de dirección entre los parches de hábitat.

Por otro lado este paso permite descartar las rutas de mínimo costo que pasan entre un parche de hábitat intermedio y los enlaces que superan la distancia máxima especificada (McRae y Kavanagh 2011).

- 4) **Cálculo final de los corredores de menor costo y generación del mosaico en un solo mapa.** En este paso se toman como base las rutas de mínimo costo y el mapa de distancia costo generado en el paso 3. Los corredores de menor costo corresponden a la suma de las capas de distancias de costo calculadas a partir de cada par de parches de hábitat que están conectados. Los corredores son normalizados por sustracción de la distancia de las rutas de mínimo costo teniendo en cuenta la siguiente fórmula:

$$NLCC_{AB} = CWD_A + CWD_B - LCD_{AB}$$

Donde  $NLCC_{AB}$  es el corredor de mínimo costo normalizado que conecta los parches de hábitat A y B,  $CWD_A$  es la distancia-costo desde el parche de hábitat A,  $CWD_B$  es la distancia-costo desde el parche de hábitat B y  $LCD_{AB}$  es la distancia de costo acumulada que se mueve a lo largo de la ruta ideal (mínimo costo) conectando el par de parches de hábitat. Los valores de las celdas se presentan en unidades de distancia-costo y reflejan que tan costoso es el camino que pasa a través de los parches de hábitat (rutas de mínimo costo que conectan los pares de parches de hábitat).

Se normalizan los corredores combinando las rutas de mínimo costo en un solo mapa usando la función Mosaic de ArcGis para crear un mapa de enlaces compuesto en el que cada pixel representa el valor mínimo de todos los corredores individuales normalizados (McRae y Kavanagh 2011).

### ***Elaboración de mapas de flujos de corriente***

Los modelos de conectividad basados en rutas de mínimo costo fueron complementados por medio de mapas de flujo de corriente derivados de la teoría de circuitos y calculados mediante el programa Circuitscape (Sha y McRae 2008) (Figura 36).

Según McRae (2008) los modelos complementados pueden identificar y priorizar áreas importantes para la conservación de la conectividad.

<b>Nombre</b>	<b>Circuitiscape</b>
<b>Función</b>	Análisis de conectividad del paisaje basado en teoría de circuitos
<b>Referencia Bibliográfica</b>	Sha y McRae 2008
<b>Descripción</b>	Es un programa informático que implementa recientes desarrollos y adaptaciones de la teoría de circuitos al estudio de la conectividad del paisaje. Esta herramienta mejora el enfoque descrito anteriormente del camino de coste mínimo entre dos zonas de hábitat al considerar simultáneamente los efectos y contribución de todos los posibles caminos de dispersión existentes en el paisaje, y no sólo del de menor coste (McRae et al. 2008). Este enfoque es particularmente valioso para aquellos procesos y especies que responden positivamente a la presencia de un mayor número de caminos y conexiones alternativas, como sería el caso de especies con movimientos más o menos aleatorios por el paisaje y no necesariamente dirigidos y concentrados a través de un hipotético camino óptimo para la dispersión a otra zona de hábitat (McRae et al. 2008).

Figura 36. Descripción general del programa de cómputo Circuitiscape

En el análisis de circuitos se identifican píxeles con alta probabilidad de movilidad entre los parches de hábitat basados en un alto flujo de corriente. Una ventaja, es que tienen en cuenta todas las posibilidades de conexión entre los parches. De esta manera, la pérdida de dichas áreas puede afectar negativamente la conectividad del paisaje; por esto el enfoque híbrido puede aportar valiosa información para priorizar las áreas que deben ser conservadas.

### 3.2.10 APLICACIÓN DE ÍNDICES INTEGRALES DE CONECTIVIDAD

Por último, para evaluar la conectividad del paisaje se aplicaron índices integrales de conectividad, publicados recientemente por Saura y Torné (2009) en donde además de tener en cuenta las relaciones espaciales se identifican las áreas críticas para la conectividad del paisaje. Los índices integrales de conectividad del paisaje son calculados con el programa CONEFOR SENSINODE 2.2 (Figura 37) (Saura y Torné 2009). Estos índices están basados en teoría de gráficas anteriormente explicada y en la disponibilidad de hábitat. En este sentido, cada parche de hábitat en el paisaje es representado por un nodo, mientras que las relaciones topológicas o conexiones entre ellos quedan representadas por enlaces.

<b>Nombre</b>	<b>Conefor Sensinode</b>
<b>Función</b>	Análisis de conectividad de parches de hábitat
<b>Referencia Bibliográfica</b>	Saura y Torné 2009
 <b>Descripción</b>	Es un programa informático que combina estructuras de grafos e índices de disponibilidad de hábitat que permiten una mejor medición e integración de la conectividad en la planificación en escalas amplias. Permite cuantificar la contribución de cada parche de hábitat para el mantenimiento o posible mejora de la conectividad ecológica y está concebido como una herramienta de apoyo a la toma de decisiones en la planificación del paisaje. Conefor Sensinode trabaja basado en la teoría de grafos, analiza la conectividad del paisaje desde una perspectiva funcional, es decir, requiere datos tanto acerca de la distribución del hábitat forestal en el paisaje (aspecto estructural de la conectividad) como de las capacidades de dispersión o movimiento de las especies consideradas, habitualmente estimadas a través de la distancia media de dispersión (aspecto funcional de la conectividad).

Figura 37. Descripción general del programa de cómputo Conefor Sensinode

### Número de componentes (NC)

Un componente es un grupo de nodos (parches de hábitat) en el que existe una ruta entre todos los pares de nodos. En este sentido, no existe una relación funcional entre los nodos pertenecientes a diferentes componentes. Un parche que se encuentra aislado puede ser un componente en si mismo. Cuando un paisaje es más conectado, se supone que tendría menos componentes (Saura y Pascual Hortal 2007).

### Índice integral de conectividad:

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \cdot a_j}{1 + n l_{ij}}}{A_L^2}$$

Este índice se calcula en un rango entre 0 a 1 y se incrementa cuando la conectividad mejora. El índice es igual a 1 en el caso hipotético de que todo el paisaje está ocupado por el hábitat.

Donde  $A_i$  es el área de cada parche de hábitat y  $n_{ij}$  es el número de enlaces en la ruta más corta (distancia topológica) entre parches  $i$  y  $j$  (Pascual-Hortal y Saura 2006).

Según Pascual Hortal y Saura (2008) el IIC identifica como “más conectado” un paisaje con dos grandes parches de hábitat aislados que un paisaje con dos pequeños parches más conectados, ya que solo uno de los grandes parches puede proveer más área de hábitat disponible que todos los parches pequeños juntos. En este sentido, Pascual Hortal y Saura (2008) afirman que la disponibilidad de hábitat para una especie puede ser baja si los parches de hábitat están poco conectados y también si los parches están conectados pero escasos.

### **Cálculo de la importancia de los parches de hábitat**

Para determinar cual ha sido la contribución individual de cada parche de hábitat en la conectividad general del paisaje se calculó el índice de importancia de los nodos el cual se deriva del IIC explicado anteriormente. En este caso, se remueven sistemáticamente cada uno de los parches de hábitat y se recalcula el IIC cuando el parche no está presente. El porcentaje de pérdida de conectividad mide la contribución individual de cada parche de hábitat en el mantenimiento de la conectividad (Pascual Hortal y Saura 2008). El índice se calcula de la siguiente forma:

$$dIIC = 100 \frac{IIC - IIC'}{IIC}$$

Donde IIC e IIC' corresponden al valor de IIC antes y después (respectivamente) de que un nodo es removido. Los valores de dIIC pueden ser positivos o negativos dependiendo del incremento o decrecimiento de la disponibilidad de hábitat en el total del paisaje, incluyendo variaciones en el estado de la conectividad (Pascual Hortal y Saura 2008). Por último, los valores obtenidos son integrados a la capa de parches de hábitat para poder cartografiar su distribución.

### **3.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

#### **3.3.1 CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS GENERALES DE LAS ESPECIES FOCALES**

Cómo un paso intermedio entre la caracterización estructural del paisaje y la selección de parches de hábitat es importante concretar las características ecológicas de las especies focales, esta información permite la definición de los parámetros para la selección final de los parches de hábitat (nodos) los cuales son la base para modelar la conectividad funcional (Watts et al. 2007). En este sentido, para las dos especies focales seleccionadas se elaboraron los perfiles (Tabla 3) que resumen las principales características que se tuvieron en cuenta para el posterior modelamiento de hábitat (Watts et al. 2007; Watts et al. 2010).

#### **3.3.2 MODELO DE DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES FOCALES**

La modelación de la distribución potencial de las especies focales se basó en 120 puntos de ocurrencia en el área de distribución de *Lynx rufus escuinapae* y 187 de *Bassariscus astutus* en todo México (Figura 38 y 39).

PERFIL DE LAS CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS GENERALES DE LAS ESPECIES FOCALES	<i>Lynx rufus</i> (Gato montés) 	<i>Bassariscus astutus</i> (Cacomiztle) 
<b>Orden</b>	Carnívora	Carnívora
<b>Familia</b>	Felidae	Procyonidae
<b>Tamaño y peso</b>	Aprox 10 Kgs de peso y 45 Cms de alto al hombro, 77 Cms de largo. El gato montés es mas grande en la latitud norte que en la sur	1.4 Kgs aprox en organismos adultos. 61,6 Cms a 81,6 Cms de largo y 31 a 43 de alto
<b>Dieta</b>	Estrictamente Carnívoro (Especialista), preferencia por lagomorfos y Roedores	Aunque son omnívoros, muestran preferencia por la carne animal, en su dieta pueden haber artrópodos, pequeños mamíferos y frutas
<b>Preferencias de hábitat</b>	Gran variedad de hábitats: Bosques templados, matorrales secos, vegetación riparia, áreas rocosas, entre otros	Gran variedad de hábitats: Bosques de coníferas, chaparrales, desiertos, áreas rocosas, vegetación riparia, entre otros
<b>Rango Altitudinal</b>	0 msnm -3200 msnm	1400 msnm-2900 msnm
<b>Home range</b>	Machos 150 Ha (California)- 32,540 Ha (New York's Adirondacks Mountain), Hembras 84 Ha (California)- 8,600 Ha (New York's Adirondacks Mountain). En México (Colima) solo un estudio 560 Ha para macho	9.2 Ha a 0.8 Ha en ambiente urbano en México, 16-32 Ha en Cuernavaca, 43 Ha en machos y 23 Ha en hembras en Zion national Park. 63 a 21 Ha en Texas
<b>Dispersión</b>	4.5 Km a 1.1 Km en Tenesse, 9.9 a 6.2 Km en carolina del sur, 182- 158 Km pueden moverse jóvenes cuando se separan de su madre	Sin información
<b>Tolerancia a disturbios antrópicos</b>	Alta, tolerancia a la fragmentación	Muy Alta, generalistas se benefician de los humanos
<b>Densidad poblacional</b>	1 Ind/ 100 Ha aprox	10.5 ind/100 Ha a 20.5 ind/100 Ha en California
<b>Tamaño mínimo de población viable</b>	20 individuos aprox	Sin información
<b>Área mínima de parche de hábitat</b>	2,000 Ha aprox	Sin información
<b>Causas de muerte (Obstáculos de sobrevivencia)</b>	Naturales: Accidentes, peleas con otros gatos, depredación por otros animales, canibalismo, parásitos, vejez, enfermedades, hambre Antrópicas: Caza, trampas, envenenamiento, pérdida de hábitat (indirecto), colisiones con carros, electrocutados	Naturales: Depredado por Buhos, Coyotes y Gato montés. Enfermedades como rabia y parásitos Antrópicas: Cazado por buscar alimento cerca a las casas
<b>Estatus de conservación</b>	IUCN redlist: Poca preocupación CITES: Gato montés mexicano considerado en peligro de extinción	IUCN redlist: Poca preocupación, CITES: Peligro de extinción

Tabla 3. Perfil de las características ecológicas generales de las especies focales

En el caso de *Bassariscus astutus* de los 187 puntos de ocurrencia disponibles se utilizaron el 75% para calibrar el modelo y el 25% para su evaluación. La mayoría de los puntos (165) fueron obtenidos de las bases de datos de la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB) [http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib\\_esp.html](http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib_esp.html) la cual está conformada por nodos, constituidos por las colecciones científicas de todo el país y presenta un motor de búsqueda donde puede ser consultada la información sobre ocurrencias. Los 17 puntos restantes fueron obtenidos de la Unidad de Informática de la Biodiversidad (UNIBIO) del Instituto de Biología de la UNAM (IBUNAM) <http://unibio.unam.mx/>. De los 187 puntos utilizados 11 se encuentran dentro del estado de Michoacán y 6 dentro de los límites de la cuenca del lago Cuitzeo.

## Puntos de Ocurrencia *Lynx rufus* (Gato montés)



Figura 38. Puntos de ocurrencia del Gato montés

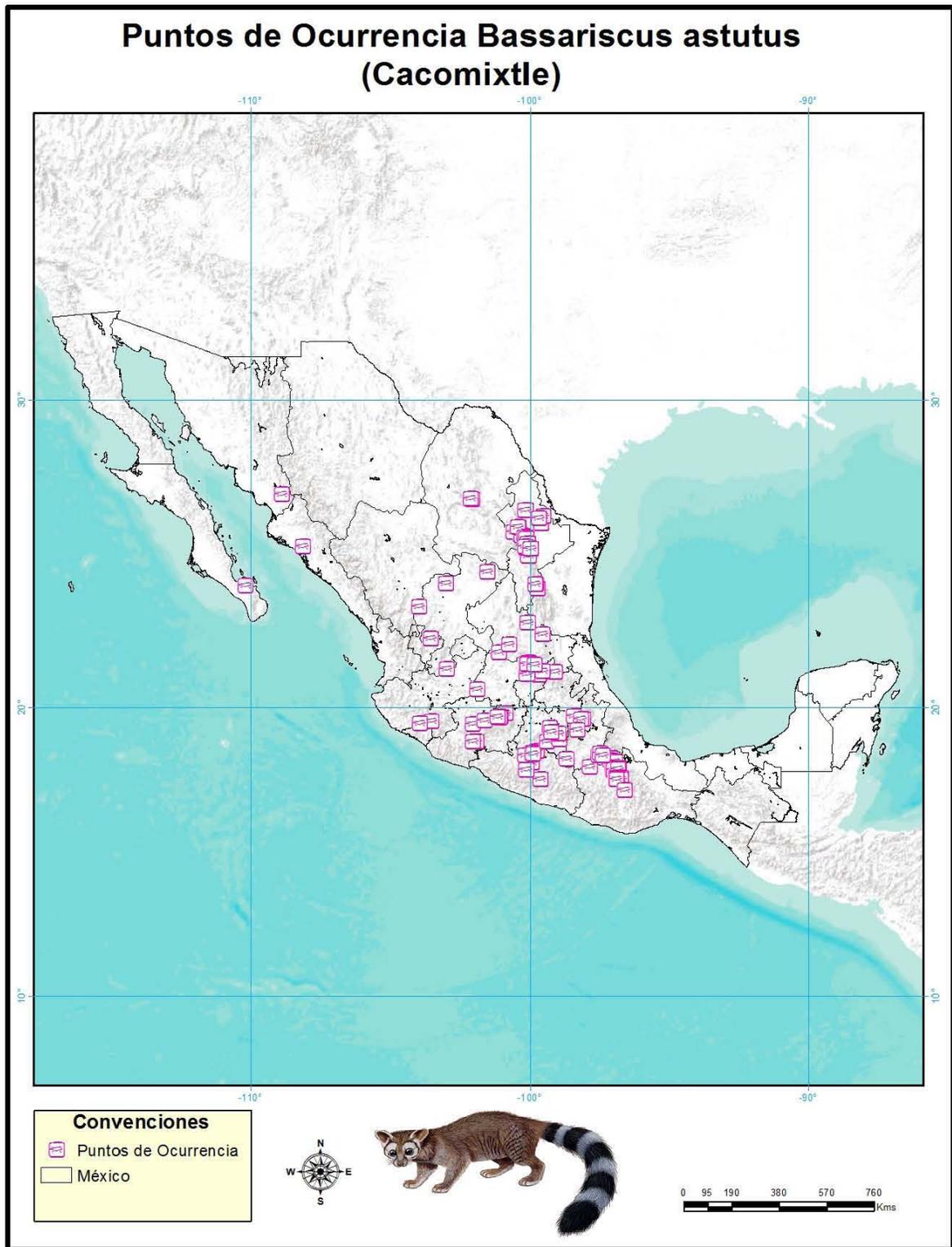


Figura 39. Puntos de ocurrencia del Cacomixtle

En la figura 40 se presenta la curva operacional ROC (AUC) tanto para los datos de entrenamiento como para los datos de test correspondiente a la predicción del modelo de distribución para el cacomixtle (Ver metodología p. 65).

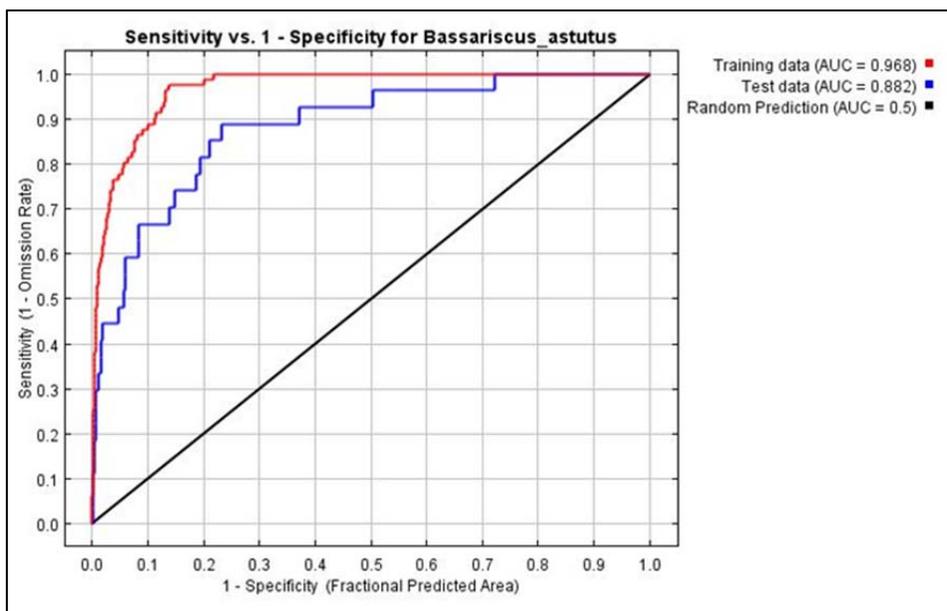


Figura 40. Área bajo la curva ROC (AUC) para *Bassariscus astutus*

El AUC de los datos de test para el modelo de distribución del cacomixtle muestra un valor alto (0.882) lo cual indica que el modelo diferencia adecuadamente la distribución o el hábitat potencial de la especie.

Por otro lado, los porcentajes de contribución de cada variable al modelo de distribución, muestran que la variable de ecoregiones es la que mayor porcentaje contribuye al modelo con un 32.4%, le sigue el rango de temperatura anual con un 11.4% y en tercer lugar el modelo digital de elevación con un 7.8% (Tabla 4). Estas contribuciones no deben entenderse estrictamente como la causa de la distribución de la especie sino como las variables que más aportan para obtener una buena separación entre las zonas idóneas e inadecuadas. Vale la pena resaltar que previamente a la ejecución del modelo se elaboró una matriz de correlación con las 19 capas de WORLDCLIM y las capas categóricas personalizadas (Ecoregiones y tipo de vegetación) para seleccionar que variables se encontraban altamente correlacionadas, con el fin de eliminar las variables con menor capacidad predictiva.

Variable	Porcentaje de contribución
Ecoregiones	32.4
Rango de temperatura anual	11.4
DEM	7.8
Ppt en el trimestre más caliente	6.3
Pendiente	6.2
Tipos de vegetación	6.2
T° promedio del trimestre más seco	5.9
Ppt del mes más húmedo	4.3
T° mínima del mes más frío	3.7
Ppt en el trimestre más frío	3.7

Tabla 4. Porcentaje de contribución de las 10 variables con valores más altos al modelo de distribución del cacomixtle

En el caso del gato montés como en el del cacomixtle, se utilizaron un total de 120 puntos de ocurrencia. El 75% de puntos se utilizaron para calibrar el modelo y 25% para su evaluación. De los 120 puntos, 8 fueron obtenidos de bibliografía, 35 de la Unidad de Informática de la Biodiversidad (UNIBIO) y los 77 restantes de la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB). 4 puntos se encuentran dentro del estado de Michoacán y 1 dentro de la cuenca del lago Cuitzeo.

Los resultados del área bajo la curva ROC (AUC) indican un valor alto tanto en los datos de entrenamiento (0.989) como en los datos de test (0.919) lo que indica que los resultados del modelo diferencian apropiadamente la distribución potencial de la especie (Figura 41).

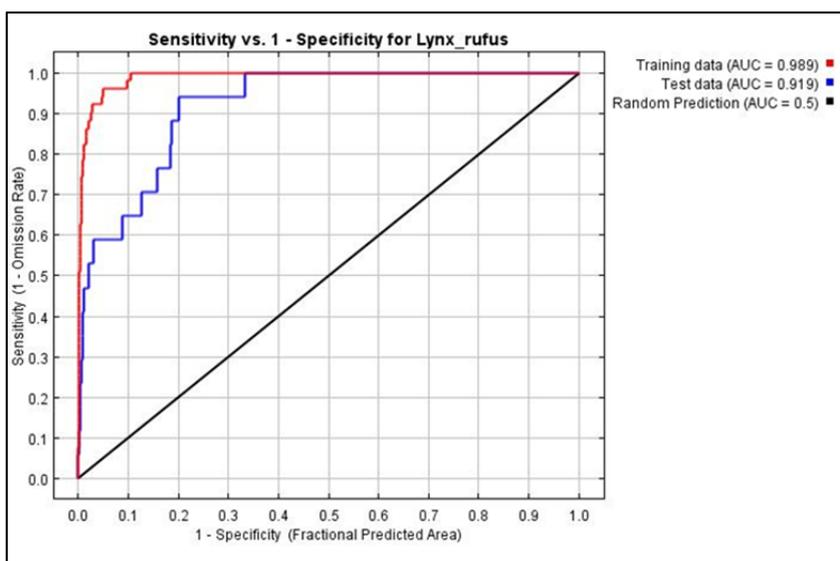


Figura 41. Área bajo la curva ROC (AUC) para *Lynx rufus*

Los porcentajes de contribución de las variables al modelo de distribución (Tabla 5) muestran que la variable de elevación es la que más contribuye (37.1%) a la separación de las áreas idóneas para la ocurrencia del gato montés. Así mismo, le siguen con un valor muy cercano (36.9%) las ecoregiones y en tercer lugar la precipitación estacional con un 7.7% de porcentaje de contribución.

Variable	Porcentaje de contribución
<b>DEM</b>	37.1
<b>Ecoregiones</b>	36.9
<b>Precipitación estacional (coeficiente de variación)</b>	7.7
<b>Isotermalidad</b>	5
<b>Tipos de Vegetación</b>	3.4
<b>Temperatura estacional</b>	2.7
<b>Temperatura promedio del trimestre más húmedo</b>	1.4
<b>Precipitación en el trimestre más frío</b>	1.3
<b>Temperatura promedio del trimestre más seco</b>	1.2
<b>Pendiente</b>	1

Tabla 5. Porcentaje de contribución de las 10 variables con valores más altos al modelo de distribución del gato montés

En el mapa de distribución potencial del cacomixtle (Figura 41) se observa que las probabilidades más altas de ocurrencia se localizan hacia el extremo sur de la cuenca donde existen parches de bosques y matorrales. El valor más alto de aptitud obtenido fue de 0.91. Así mismo, en el extremo occidental de la cuenca se presentan probabilidades altas de ocurrencia, estas áreas corresponden a zonas de elevación entre los 2,100 y 2,800 msnm donde también predominan coberturas de tipo forestal.

De acuerdo con Decout et al. (2012) los modelos de distribución potencial además de predecir la probabilidad de ocurrencia pueden considerarse como modelos de hábitat potencial o hábitat “adecuado” (*habitat suitability*) de una especie.

En este sentido, la finalidad principal de los modelos de distribución de especies no fue tanto explicar la probabilidad de que el organismo ocurra en un lugar sino más bien el grado de hábitat adecuado para la especie, expresando que tan favorables son las condiciones para que la especie exista. En este sentido, los mapas fueron utilizados como información base para la posterior selección de los parches de hábitat de las especies focales.

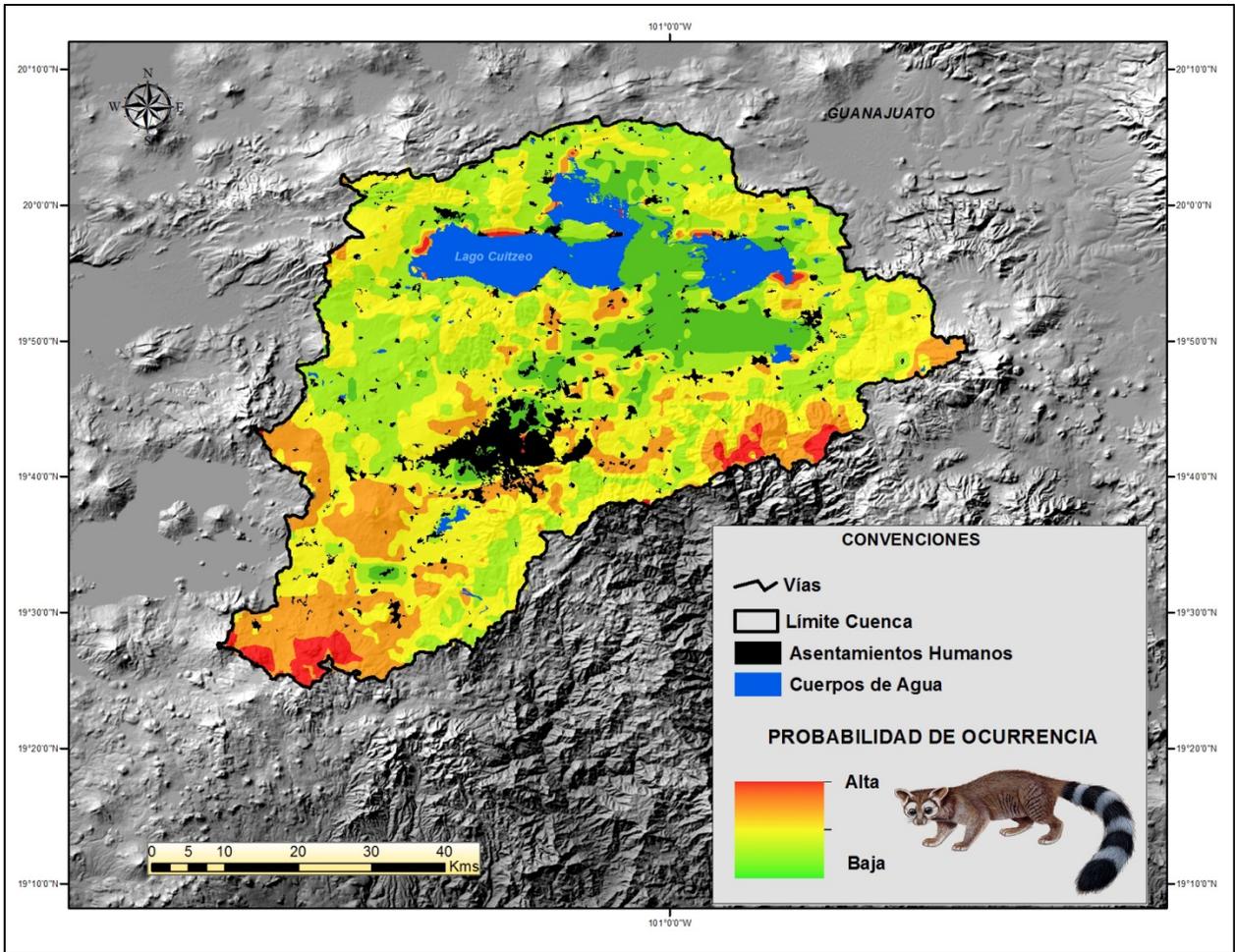


Figura 42. Probabilidad de ocurrencia de *Bassariscus astutus* (cacomixtle) en la cuenca del lago Cuitzeo

En el caso del gato montés, el valor más alto de aptitud obtenido fue de 0.88. No obstante, la distribución en la cuenca parece ser más amplia en comparación a la del cacomixtle, en la mayoría de sectores de alta probabilidad se traslapa con el hábitat potencial del cacomixtle. En general se evidencian tres sectores donde predominan las mejores condiciones de hábitat para que la especie exista. El primero, con la probabilidad más alta de ocurrencia se distribuye en las áreas donde dominan las coberturas de tipo forestal y las zonas altas del extremo occidental de la cuenca correspondientes a los municipios de Queréndaro e Indaparapeo. El siguiente, en el extremo sur de la cuenca donde se evidencia un amplio sector con altas probabilidades de ocurrencia correspondiente a los municipios de Pátzcuaro y parte de Acuitzio y Huiramba, también donde existen parches grandes de bosques de coníferas. El tercero, ubicado en el sur

oriente del municipio de Morelia y el extremo oriental del municipio de Quiroga, donde en su mayoría presentan tanto parches de bosque como matorrales (Figura 43).

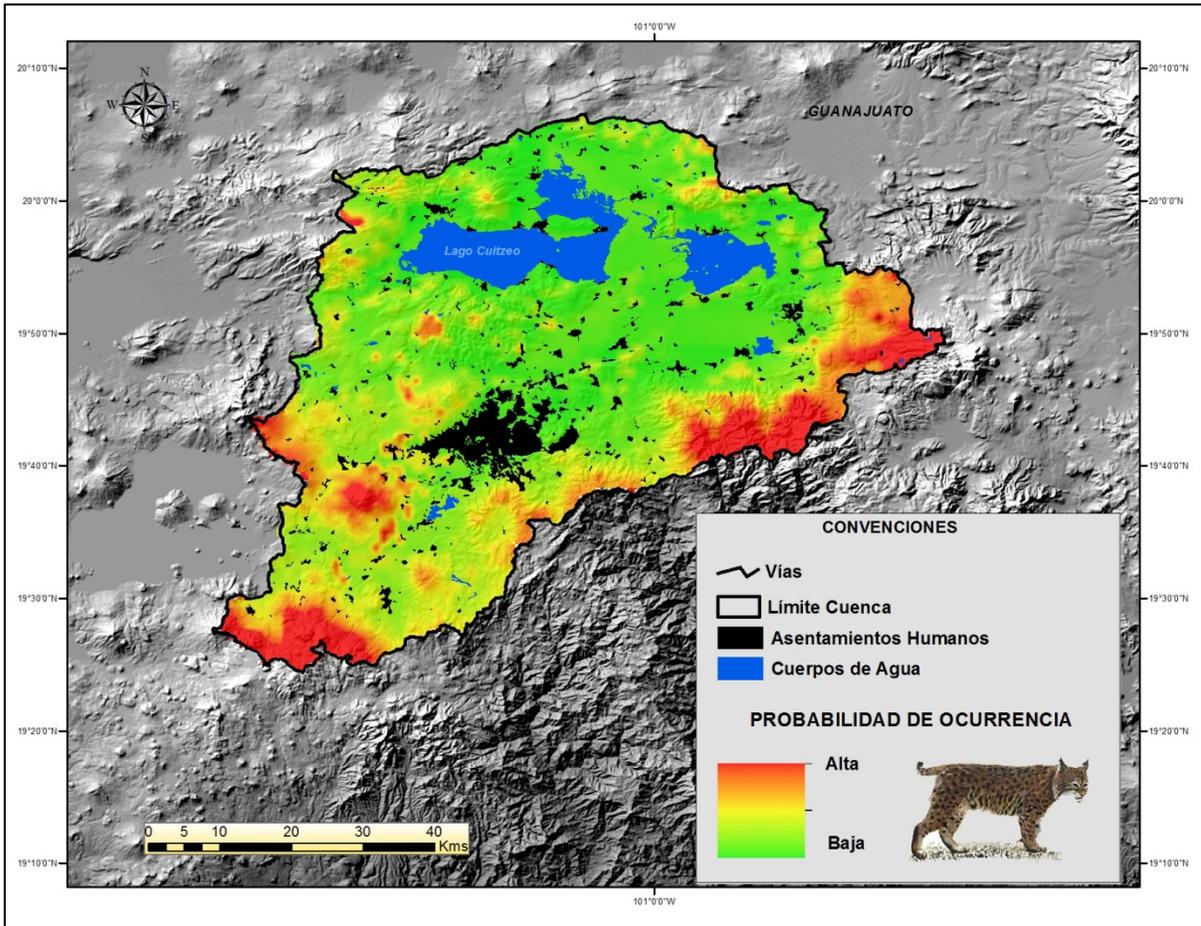


Figura 43. Probabilidad de ocurrencia de *Lynx rufus* (gato montés) en la cuenca del lago Cuitzeo.

### 3.3.3 SELECCIÓN DE PARCHES DE HÁBITAT

#### *Reclasificación de los mapas de cobertura*

En la tabla 6 se presenta la clasificación hecha para los mapas de cobertura de cada periodo de tiempo y para cada especie focal, la correspondiente categoría se asignó a cada polígono para clasificarlo y obtener el mapa de salida de calidad de hábitat actual. En el caso del gato montés, las coberturas de asentamientos humanos, pastos halófitos, vegetación acuática y cuerpos de agua se categorizaron como “inhóspitas” que corresponden a coberturas que no se clasifican como hábitat y no le aportan ningún tipo de calidad o atributo para que la especie subsista en esa área. Las coberturas de origen

antrópico cómo los pastizales inducidos, cultivos y plantaciones forestales se clasificaron como “hospitalarias” que corresponden a coberturas donde la especie puede permanecer o estar de paso ya que le brindan refugio o comida pero no establecen una población estable en ellas. Por el contrario, las coberturas de origen natural y seminatural como los bosques y matorrales se clasificaron como “hábitat” que corresponden a las que más le ofrecen calidad de hábitat y donde es más probable que puedan mantener una población viable (Tischendorf et al. 2003, Rayfield et al. 2010).

Característica del paisaje	PREFERENCIAS DE HABITAT		CATEGORÍA (López, 2010)	
	<i>Lynx rufus</i> (Gato montés)	<i>Bassariscus astutus</i> (Cacomixtle)	<i>Lynx rufus</i> (Gato montés)	<i>Bassariscus astutus</i> (Cacomixtle)
Tipo de Cobertura				
Asentamientos humanos	0	40	Inhospita	Hospitalaria
Pastizales Inducidos y Cultivos	40	30	Hospitalaria	Hospitalaria
Bosques Cerrados de Pino	100	100	Hábitat	Hábitat
Bosques Cerrados de Abies	100	80	Hábitat	Hospitalaria
Bosques Cerrados de Encino	100	100	Hábitat	Hábitat
Bosques Cerrados Mixtos	100	100	Hábitat	Hábitat
Bosques Abiertos y Semiabiertos de Pino	100	100	Hábitat	Hábitat
Bosques Abiertos y Semiabiertos de Abies	100	80	Hábitat	Hospitalaria
Bosques Abiertos y Semiabiertos de Encino	100	100	Hábitat	Hábitat
Bosques Abiertos y Semiabiertos Mixtos	100	100	Hábitat	Hábitat
Matorrales	100	100	Hábitat	Hábitat
Plantaciones Forestales	90	80	Hospitalaria	Hospitalaria
Pastos halófitos	10	20	Inhospita	Inhospita
Vegetación acuática (Tular, Carrizal, Lirio acuático)	0	0	Inhospita	Inhospita
Cuerpos de Agua	0	0	Inhospita	Inhospita

Tabla 6. Categorización de los tipos de cobertura para la selección de parches de hábitat

En el caso del cacomixtle la matriz hospitalaria resulta más amplia ya que incorpora a los asentamientos humanos, los bosques cerrados, abiertos y semiabiertos de *Abies*. La cobertura de asentamientos humanos que para el gato montés es inhospita para el cacomixtle es clasificada cómo hospitalaria.

### ***Estimación de la aptitud final de hábitat***

Para cada periodo de tiempo y cada especie focal se generaron los mapas de aptitud de hábitat acumulado con base en los puntajes asignados a cada variable (Tabla 7). Los puntajes se asignaron dentro de un rango de 0 a 100. Donde 0= absolutamente sin hábitat, 0-30= evitan permanecer allí y/o les ofrecen muy poca a ninguna calidad de

hábitat, 30-60= Uso ocasional y/o poca calidad de hábitat, la cobertura y ubicación no le ofrece aptitud para reproducirse; 60-90= Uso previsible, la cobertura y ubicación le ofrece buena aptitud para reproducirse; 100= El mejor hábitat, mayor probabilidad de supervivencia y reproducción. Como se describió en la sección de metodología, estos resultados se basan en la información obtenida en la charla con los dos expertos en ecología de las especies y en los resultados de la valoración de la resistencia.

En cuanto a la variable de distancia a carreteras se asume que entre más lejos se esté de ellas mayor aptitud de hábitat. Para las dos especies se valoró como el mejor hábitat a partir de los 1000 m de proximidad. Sin embargo, el cacomixtle fue valorado como menos tolerante a la cercanía a las carreteras en contraste con el gato montés. Por ejemplo, entre el rango de 0 a 200 m de cercanía el gato montés presentó un puntaje de 50 mientras que el cacomixtle registró 30 puntos. Por otro lado, en la variable de densidad de carreteras se asume que entre menor densidad mayor aptitud de hábitat. El cacomixtle resultó valorado con mayor tolerancia a la densidad de las carreteras. Entre un rango de 0.0 a 0.1 km de carretera/km<sup>2</sup> se calificó con la mejor aptitud, mientras que el gato montés solo se calificó con la mejor aptitud en el primer rango entre 0.0 a 0.01 km de carretera/km<sup>2</sup>, y disminuye gradualmente a medida que la densidad de carreteras aumenta. En cuanto a la variable de elevación, el gato montés se calificó con la mejor aptitud desde los 0 a los 3,500 msnm. Sin embargo, a altitudes mayores de 3,500 msnm presentó valores iguales a 0 que significan absolutamente sin hábitat. Por otro lado, el cacomixtle presenta menos tolerancia a la elevación, entre un rango de 0 a 3,000 msnm se calificó con la mejor aptitud, no obstante en alturas mayores a dicho rango se categorizó como absolutamente sin hábitat.

La variable de pendiente no presentó ninguna influencia sobre la aptitud de hábitat para ninguna de las dos especies. Todos los rangos de pendiente se calificaron como la mejor aptitud de hábitat. En cuanto a la variable de distancia a poblados, el cacomixtle se calificó con la mejor aptitud en todos los rangos, lo que significa que es una especie muy tolerante a la presencia del hombre. Por el contrario, el gato montés se calificó con valores más bajos de aptitud, a partir de 500 m a >2000 m se categorizó con el mejor hábitat, mientras que presentó menos tolerancia en rangos mas cercanos a los poblados (0 a 500m).

	Aptitud de Hábitat por Especie	
Característica del paisaje	<i>Lynx rufus</i> (Gato montés)	<i>Bassariscus astutus</i> (Cacomixtle)
<b>Distancia a carreteras</b>		
0-200m	50	30
200-500 m	60	60
500-1000 m	70	80
1000-1500 m	100	100
1500-2000 m	100	100
>2000	100	100
<b>Densidad de carreteras</b>		
0.0-0.01 Km/Km2	100	100
0.01-0.05 Km/Km2	80	100
0.05-0.1 Km/Km2	70	100
0.1-0.5 Km/Km2	50	40
0.5-1 Km/Km2	30	30
>1Km/Km2	10	20
<b>Elevación</b>		
0-500 m	100	100
500-1000 m	100	100
1000-1500 m	100	100
2000-2500 m	100	100
2500-3000 m	100	100
3000-3500 m	100	0
>3500 m	0	0
<b>Pendiente (grados)</b>		
0-10	100	100
10-20	100	100
20-30	100	100
30-40	100	100
>40	100	100
<b>Distancia a poblados</b>		
0-200m	80	100
200-500 m	90	100
500-1000 m	100	100
1000-1500 m	100	100
1500-2000 m	100	100
>2000	100	100

Tabla 7. Puntajes de aptitud de hábitat asignados a cada variable

A continuación en la figura 44 se presentan los mapas de aptitud de hábitat acumulado correspondientes a 1975 y 2008 para el cacomixtle y el gato montés.

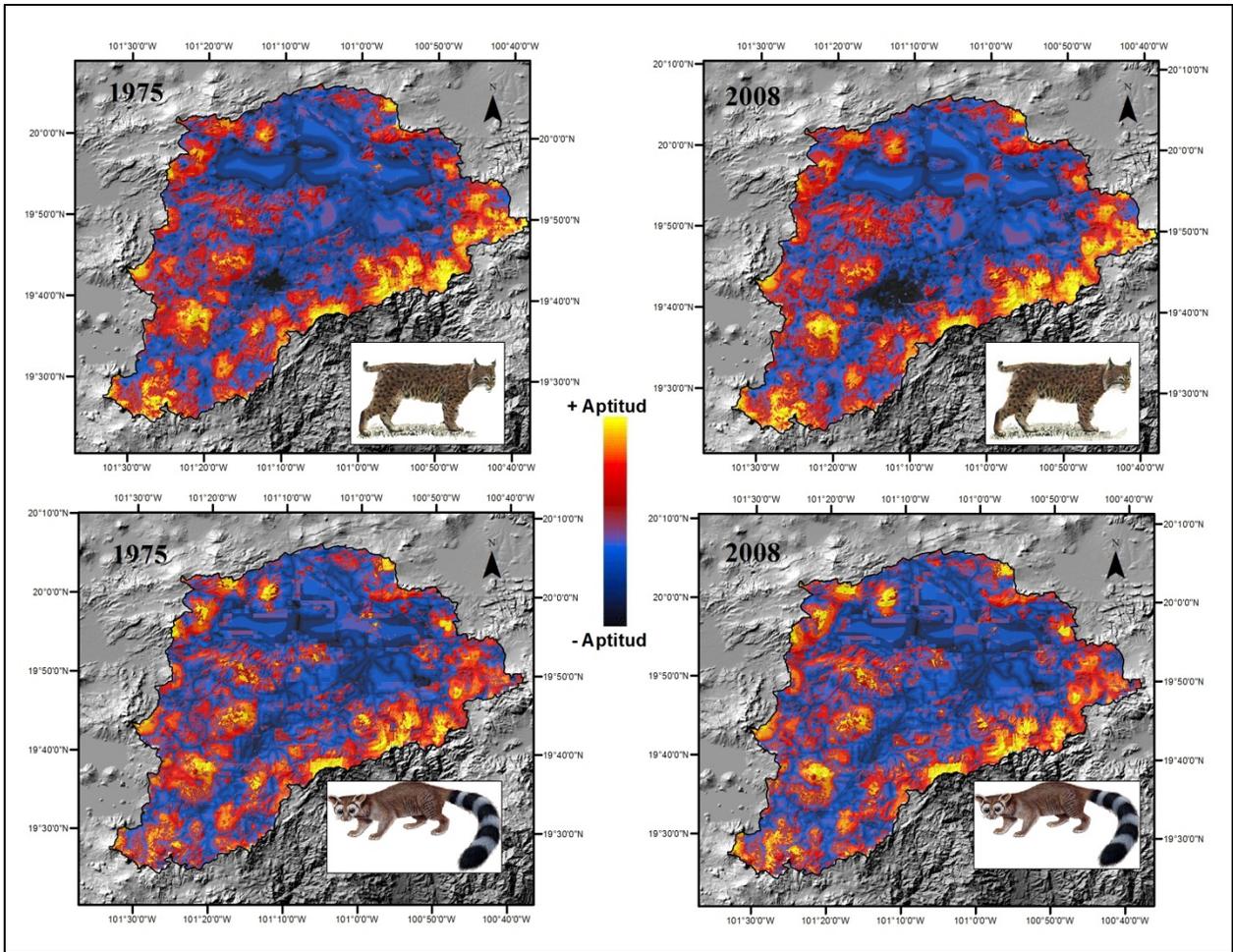


Figura 44. Mapas de aptitud de hábitat (1975 y 2008) para las dos especies focales

### ***Selección final de parches de hábitat óptimo***

Finalmente, los valores de los mapas resultantes se dividieron en cuartiles, los dos intervalos inferiores se clasificaron como hábitat deficiente, el intervalo siguiente como subóptimo y el intervalo superior como hábitat óptimo (López 2010). Los parches clasificados como óptimos que no cumplieron con el tamaño mínimo de área (>2000 Ha para el gato montés y >100 Ha para el cacomixtle) fueron reclasificados como subóptimos y se catalogaron como parches de paso (stepping stones) en los modelos de conectividad funcional. En la figura 45 se presentan los parches de hábitat finales del año 2008 clasificados en deficiente (sin hábitat), hábitat subóptimo y hábitat óptimo.

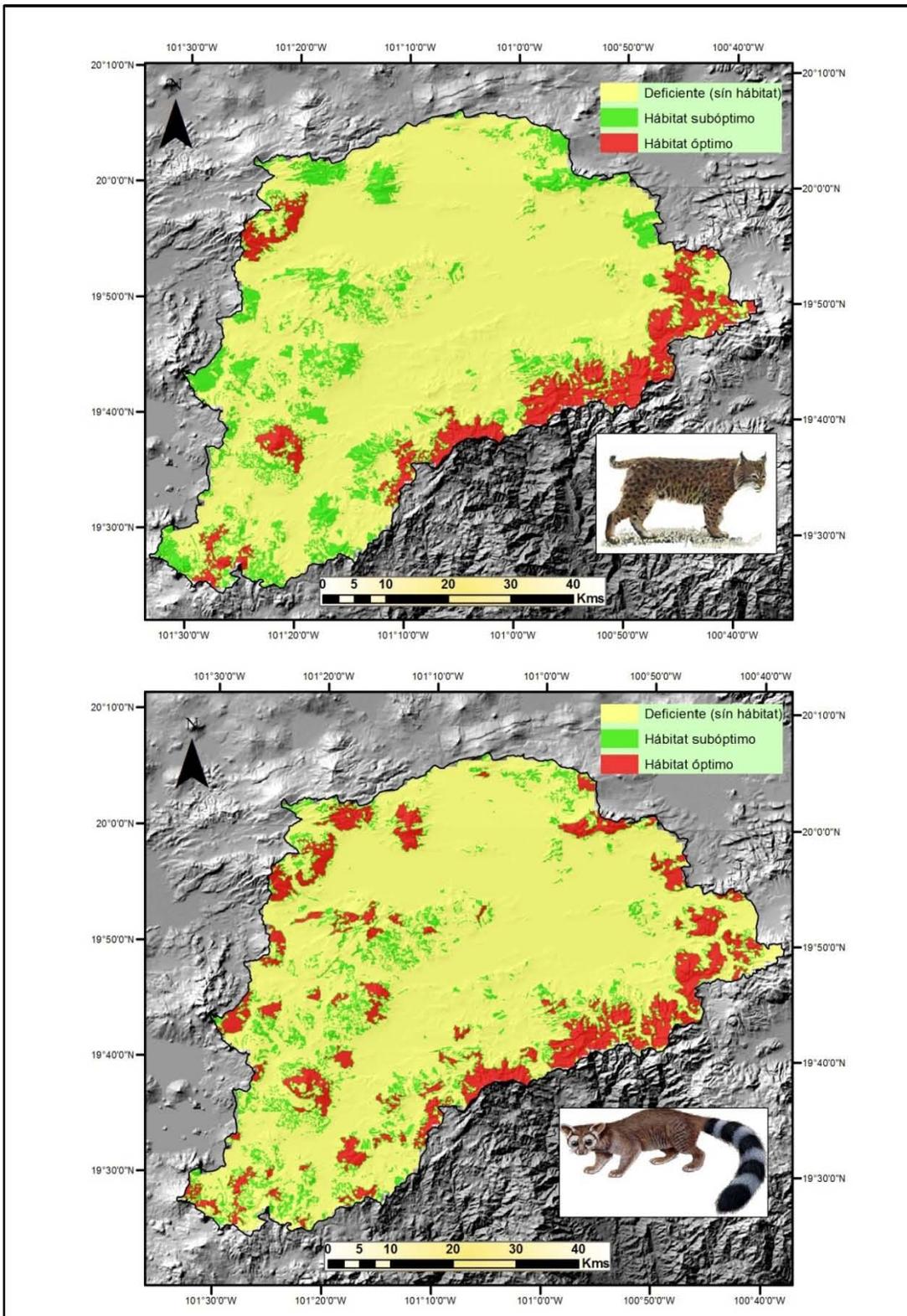


Figura 45. Parches de hábitat seleccionados para el año 2008

El porcentaje de área ocupada por el hábitat óptimo para las dos especies focales no sobrepasó el 16 % del área total de la cuenca (Figura 46), en contraste con las áreas de hábitat subóptimo y de no hábitat corresponde a un valor muy bajo. Así mismo, las dos especies presentaron comportamientos parecidos a través del tiempo iniciando con el menor porcentaje de ocupación para el año 1975 (6.7% para el gato montés y 11.8 para el cacomixtle), registrando un incremento gradual en el porcentaje para el año 2000 (10.6% y 16% respectivamente) y decreciendo para el año 2008 (8.8% y 12.5%). Sin embargo, el hábitat óptimo del cacomixtle a través del tiempo siempre fue mayor en comparación con el del gato montés, este resultado puede explicarse porque según la valoración de la aptitud de hábitat, el cacomixtle resulta más tolerante a las variables de disturbio, representada por la variación en la distribución de las coberturas y uso del suelo a lo largo del tiempo.

En este sentido, el gato montés necesita mucha más área de hábitat óptimo para que sus poblaciones se mantengan en comparación con el cacomixtle. A pesar que en la literatura no se encontraron datos puntuales, sobre el tamaño mínimo de área de hábitat para las dos especies focales, según Miller (1980) la densidad poblacional para *Lynx rufus* es aproximadamente de 1 individuo por Km<sup>2</sup> y una población debe consistir al menos de 20 individuos para que se considere viable, por lo tanto al menos 20 Kms<sup>2</sup> de hábitat son necesarios para considerarlo óptimo la cual corresponde al área mínima de hábitat óptimo para el gato montés seleccionada en este trabajo (Boyle y Fendley 1987).

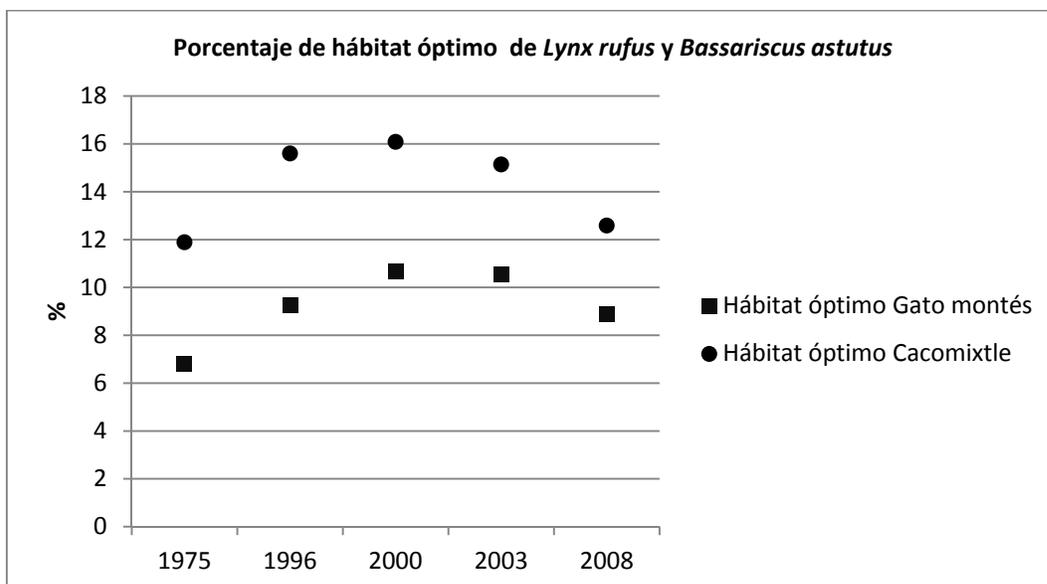


Figura 46. Representatividad del área de hábitat óptimo para las especies focales en el total de la superficie de la cuenca

Para analizar la conectividad funcional, en concordancia con D'eon et al. (2002), en este trabajo, se tienen en cuenta los requerimientos de tamaño mínimo de parche de hábitat para especies individuales, suponiendo que dichos parches óptimos corresponden a las áreas mínimas donde las poblaciones de una especie pueden sobrevivir y suplir todas sus necesidades, incluso la reproducción (Beier et al. 2008). Por otro lado, cuando no existe información clara sobre densidades poblacionales y tamaños mínimos de población viable es difícil calcular el área mínima de hábitat óptimo. En este sentido, Theobald (2002) y Beier et al. (2006) sugieren que en remplazo se puede utilizar el tamaño de “*home range*” o “ámbito hogareño” el cual corresponde aproximadamente al concepto de tamaño mínimo de parche de hábitat. En el caso de *Bassariscus astutus* se utilizó esta estrategia, ya que en la literatura no se encontró información puntual sobre densidades y tamaños mínimos de población viable, por esta razón se asignó un área mínima de parche de hábitat igual a 100 ha que corresponde aproximadamente al tamaño promedio del ámbito hogareño del cacomixtle, lo que significa que todas las parches de hábitat mayores a dicha área se clasificaron como de hábitat óptimo, por esta razón el porcentaje de ocupación del hábitat del cacomixtle resultó mucho mayor que el del gato montés.

Por otro lado, el comportamiento del área de hábitat óptimo de las dos especies a través del tiempo puede estar relacionado con los procesos de reforestación y matorralización reportados entre 1975 y el año 2000 por López et al (2006), al incrementarse las coberturas naturales que le ofrecen en su mayoría el hábitat óptimo para que las poblaciones de las especies focales se desarrollen. Así mismo, el decrecimiento del área para los últimos periodos de tiempo puede estar relacionados también con procesos de deforestación sobre todo en las zonas altas del sector occidental de la cuenca reportados por Mendoza et al. (2011).

#### **3.3.4 CLASIFICACIÓN MORFOLÓGICA DE LOS PATRONES ESPACIALES DE LOS PARCHES DE HÁBITAT**

Los parches de hábitat seleccionados fueron clasificados morfológicamente para identificar el cambio a través del tiempo en elementos importantes para la conectividad del paisaje como por ejemplo fragmentos de hábitat que por su características de forma pueden servir como conectores entre otros parches con categorías óptimas o subóptimas como pueden ser los parches llamados *bridge*. Así mismo, el análisis morfológico es

importante en el sentido que pueden identificarse parches que por el contrario pueden clasificarse como barreras al movimiento (*perforation*). Los mapas clasificados también pueden ofrecer la localización y la distribución geográfica de estos elementos en el área de estudio y de esta forma determinar áreas donde la conectividad entre parches puede ser más evidente o por el contrario identificar áreas donde la conectividad estructural es baja por falta de elementos conectores o por otro lado donde el incremento de barreras puede expresarse como un avance en el proceso de fragmentación (Vogt et al. 2007; Vogt et al. 2009).

A continuación se describen los resultados obtenidos omitiendo la condición de tamaño mínimo de parche de hábitat (>2000 ha para gato montés y >100 ha para cacomixtle) para no limitar la clasificación.

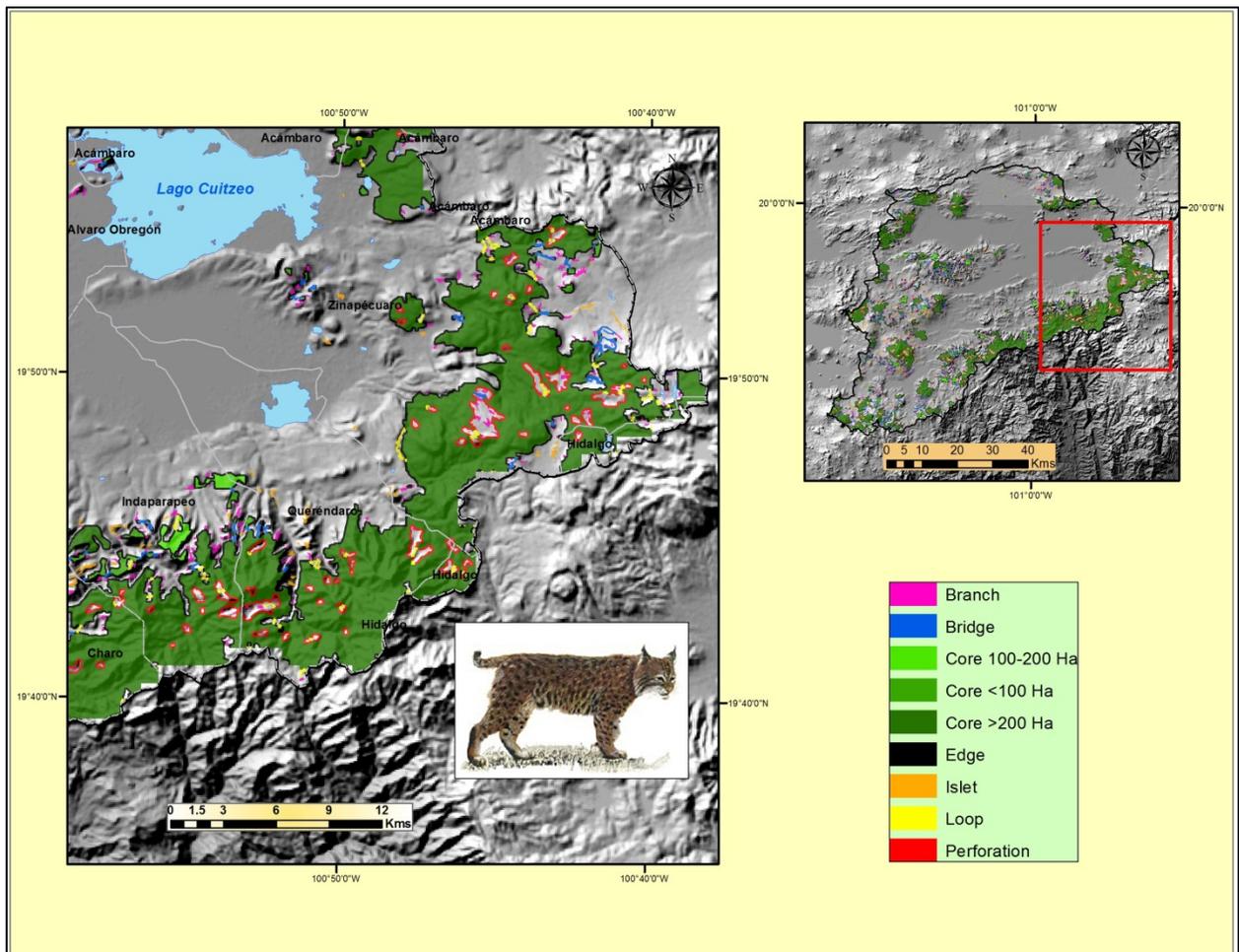


Figura 47. Ejemplo de clasificación morfológica de los parches de hábitat 2008 para el gato montés

En la figura 44 se presentan las categorías utilizadas en el análisis morfológico, cada una de ellas describe alguna característica estructural que se da entre los parches de hábitat. De acuerdo con Vogt et al. (2009), La categoría *bridge* (conectores) corresponde a elementos conectores entre parches de hábitat (categoría *core area*), *loops* (lazos) serían conectores que enlazan un mismo parche de hábitat, *branch* (rama) identifica elementos que tienen función de conector pero que en algún momento ha sido diseccionados y no conectan ningún parche de hábitat con otro o entre uno mismo. Otras categorías como *islet* (relicto) y *perforation* (perforación) muestran diferentes estados del proceso de la fragmentación, *islet* (relicto) corresponde a pequeños fragmentos desconectados de los parches de hábitat (*core areas*) que no alcanzan a clasificarse como tal y *perforation* (perforación) se entendería como un estadio del proceso de transformación de los parches de hábitat (Forman, 1995) donde se establecen “claros” por ejemplo dentro de una cobertura boscosa producto de la deforestación (Figura 46). Así mismo, las categorías *core area* (áreas de interior) identifica a los parches de hábitat como tal clasificados según su tamaño en grandes, medios y pequeños. Por último, la clase *edge* (borde) corresponde a las áreas de transición entre los parches de hábitat y las áreas sin hábitat.

En este sentido, con base en el hábitat de cada especie focal, se presentan los resultados que se refieren al cambio en el área de las distintas clases y como se relacionan estos cambios en términos de conectividad del paisaje.

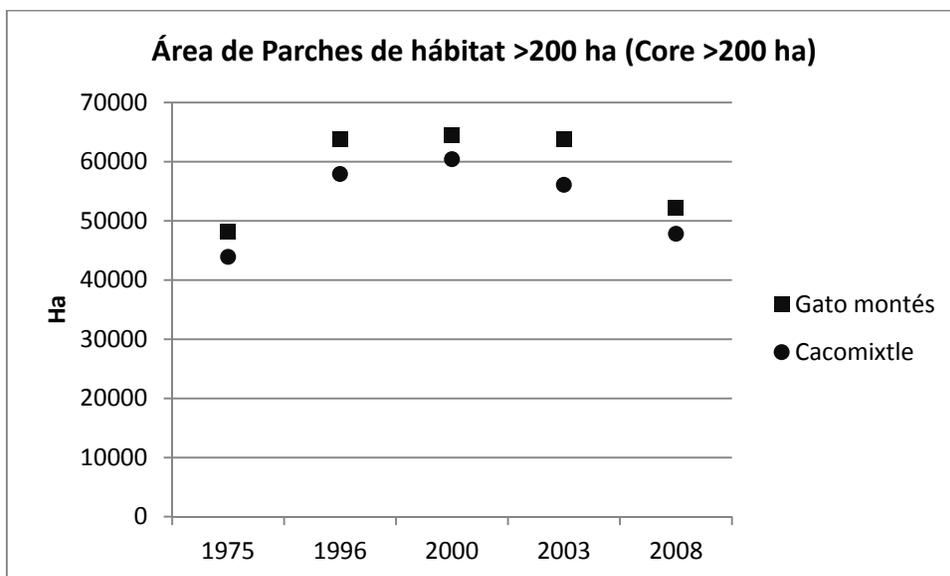


Figura 48. Área de los parches de hábitat mayores a 200 ha (clasificados como Core>200 Ha) para las dos especies focales

En general, los parches de hábitat grandes (áreas de interior >200 ha) tanto para el gato montés como para el cacomixtle presentaron una tendencia de cambio similar a través del tiempo (Figura 48); en 1975 registraron el área más pequeña (48,136 y 43,908 respectivamente). Posteriormente, en el año 1996 el área se incrementa a 63,756 ha en el caso del gato montés y a 57,918 ha en el del cacomixtle. Entre 1996 y el año 2003 el área se estabiliza para el hábitat del gato montés. Por el contrario, para el cacomixtle el área se incrementa entre 1996 y el año 2000, finalmente decrece gradualmente hasta el año 2008 (47,814 ha). En el caso del gato montés, el área del hábitat también disminuye pero entre el año 2003 (63,866 ha) y 2008 (47,814 ha).

En este sentido, la disminución del área de los parches de hábitat en los últimos periodos de tiempo puede generar un efecto negativo para la conectividad sobre todo del gato montés ya que necesita parches más grandes de hábitat óptimo no solo por donde movilizarse sino también para mantener sus poblaciones estables en comparación con el cacomixtle, que según los cálculos de aptitud de hábitat es una especie menos sensible al tamaño del parche de hábitat. Así mismo, al reducirse el área de hábitat óptimo se estaría reduciendo la probabilidad de dispersión entre los parches aumentando la resistencia de la matriz antrópica.

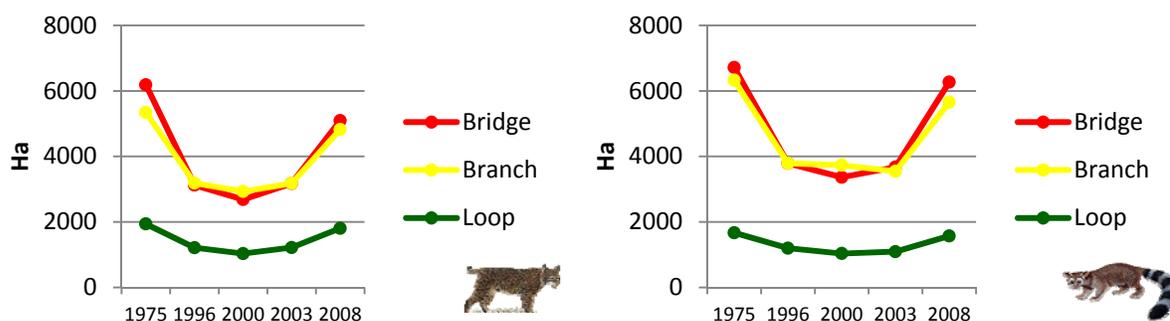


Figura. 49 y 50. Cambio en el área de los elementos conectores del paisaje para el gato montés y cacomixtle

Las clases categorizadas como elementos conectores (*bridge*, *branch*, *Loop*) en contraste entre el gato montés y el cacomixtle presentaron el mismo patrón a través del tiempo (Figura 49 y 50). Mayor área para el año 1975 y una considerable disminución para el año 1996, posteriormente se presentó una relativa estabilidad hasta el año 2003 y finalmente un incremento en el área para el año 2008. Sin embargo, la categoría *loop* (lazo) presentó áreas menores en comparación con *bridge* (conectores) *branch* (ramas).

De acuerdo con Vogt et al. (2009) las áreas categorizadas como *bridge* (conectores) conectan físicamente parches de hábitat y al ser identificados dentro de un mapa de hábitat pueden representar vías funcionales cuyo mantenimiento es clave para sostener la dispersión de las especies entre dichos parches. En este sentido, la notable disminución en el área de la categoría *bridge* (conectores) representada desde 1975 hasta el año 2003 puede afectar directamente el mantenimiento de la conectividad funcional para las dos especies focales las cuales presentan la misma tendencia de cambio. Beir y Noss (1998) sugieren que la mayoría de estudios sobre el mantenimiento de elementos conectores del paisaje sustentan la utilidad de estos como herramientas de conservación y favorables para la estabilidad de las poblaciones. Así mismo, entre el año 2003 y 2008 se registra un incremento en el área lo que puede significar un aumento en la probabilidad de dispersión de las especies focales para estos periodos de tiempo, sin embargo un análisis más detallado sobre el cambio en los patrones espaciales podría revelar que el aumento en el área de los elementos *bridge* (conectores) son el resultado del adelgazamiento de los parches de hábitat por la presión y avance de la matriz antrópica, lo que da como resultado parches de forma lineal que por lo general siguen el cauce de los drenajes.

Por otro lado Vogt et al. (2009) clasifica los elementos *loop* (lazos) como parches lineales que conectan un mismo parche de hábitat. En este sentido, la disminución en su área como sucede en los dos primeros periodos de tiempo, podría repercutir negativamente en el estado de la conectividad del paisaje, por ejemplo para especies como el gato montés que necesitan dispersarse entre parches de hábitat relativamente grande; si el elemento *loop* (lazo) desaparece la especie focal tendría que tomar una ruta más larga para abarcar el mismo parche de hábitat ya que la función del *loop* (lazo) sería ofrecerle un atajo para movilizarse entre el mismo parche de hábitat.

En cuanto a los elementos clasificados como *branch* (ramas), su disminución no afecta la conectividad entre los parches de hábitat sino que sirve para identificar procesos de fragmentación de los corredores, en otras palabras identifica donde se estarían fragmentando los conectores ya que *branch* (ramas) es el resultado del rompimiento de *bridge* cuando enlazaba dos parches de hábitat.

En general, el área de las categorías *islet* (relictos) y *perforation* (perforación) presentan relativamente la misma tendencia a través del tiempo. Sin embargo, el cacomixtle presentó una mayor área clasificada como *islet* (relicto) (Figura 51). Lo que puede significar que registra una mayor área con parches de hábitat de tamaño pequeño

aislados por el proceso de fragmentación. Estudios que analizan su ámbito hogareño sugieren que es una especie que puede establecerse en parches pequeños que reducen el riesgo de depredación lo que no afectaría mucho la estabilidad de sus poblaciones (Castellanos, 2006). Para 1975 el área de *islet* (relictos) para el cacomixtle corresponde a 3,430 ha y decrece considerablemente en su tamaño para 1996 registrando 1,806 ha. Posteriormente, para el año 2000 sigue disminuyendo y presenta el menor registro con 1,492 ha que aumentan considerablemente a 3,468 ha para el año 2008 registrando la mayor área para dicha categoría.

Por otro lado, el considerable incremento del área de *islet* (relictos) para el gato montés en los periodos más recientes (2000-2003-2008) sugiere una pérdida gradual en el área del hábitat óptimo ya que es una especie que necesita parches grandes para establecerse, por otro lado puede considerar una ganancia en cuanto a parches de hábitat de paso que disminuyen la resistencia de la matriz antrópica y sirven como elementos intermedios que no le ofrecen el tamaño suficiente para suplir sus necesidades alimenticias y reproductivas pero si como refugio temporal y sitios de paso (stepping stones) entre los parches de hábitat.

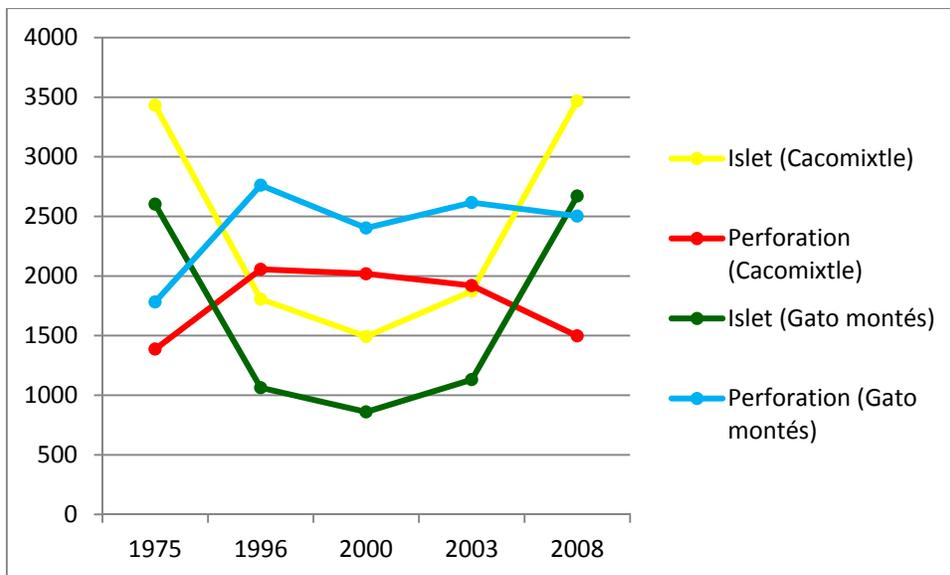


Figura 51. Cambio en el área de las categorías *islet* y *perforation* para los dos especies focales

Por otro lado, el hábitat del gato montés presentó una mayor área catalogada dentro de la clase *perforation* (perforación) en comparación con el hábitat del cacomixtle. Entre 1975 y el año 2008 presentó un aumento en su área registrando una tendencia inestable entre los años intermedios. En 1975 reporta 1,781 ha y 2,502 ha en el 2008. La perforación es

una de las etapas iniciales en el proceso de aislamiento de los parches de hábitat. Según Forman (1995) esta etapa inicia cuando procesos antrópicos como por ejemplo la deforestación, generan pequeños claros que actúan como agujeros dentro de los parches de hábitat original, estos a través del tiempo van aumentando su área hasta que diseccionan el parche, que mas adelante va a sufrir una reducción en su área que redundará en la fragmentación del hábitat original. En este sentido el hábitat de las especies focales puede presentar una tendencia característica del proceso de fragmentación, en los primeros periodos de tiempo registran un aumento en el área de las perforaciones para posteriormente presentar una etapa de estabilidad donde puede ocurrir el proceso de disección para finalmente decrecer en área debido a que el aislamiento hace que el área que estaba perforada ahora haga parte de la matriz antrópica.

### **3.3.5 VALORACIÓN DE LA RESISTENCIA**

Para los expertos consultados, la matriz del paisaje le ofrece los valores más altos de resistencia al gato montés en contraste con el cacomixtle. Sin embargo, para las dos especies focales los valores más altos de resistencia corresponden a las carreteras pavimentadas de 4 carriles, las cuales son prácticamente una barrera para la movilidad de las dos especies (98 para el gato montés y 97 para el cacomixtle).

Así mismo, los asentamientos humanos y cuerpos de agua también fueron valorados como coberturas de alta resistencia a la movilidad (Tabla 8). No obstante, la resistencia que le ofrecen los asentamientos humanos al cacomixtle es más baja en comparación al gato montés. Las coberturas vegetales valoradas con mayor resistencia corresponden a la vegetación acuática (63 y 69 respectivamente) y le siguen los pastizales inducidos y cultivos, con registros de 54 para el gato montés y 52 para el cacomixtle. Sin embargo, según los valores asignados no corresponden a barreras para la movilidad.

Las coberturas naturales de tipo forestal como los bosques cerrados presentaron la menor resistencia a la movilidad de las especies focales, con un puntaje de 2. Le siguen los matorrales con 12 y los bosques abiertos y semiabiertos con 14. Por otro lado, la densidad de carreteras es una variable que presenta valores altos de resistencia, para los expertos al tener más de 10 km de carretera por km<sup>2</sup> prácticamente para el gato montés es una barrera para la movilidad (resistencia=91). Sin embargo, el cacomixtle presenta valores más bajos de resistencia en esta categoría (81)

En cuanto a la distancia a carreteras, la opinión experta en general valoró con puntajes altos de resistencia a esta variable, entre más cerca se esté a ellas (74 y 67 para distancias entre 0 y 200 metros respectivamente) más resistencia le ofrecen a la especie focal; lo mismo sucedió con la distancia a poblados entre mas cerca se esté a un asentamiento mayor resistencia hay para la movilidad, no obstante, el cacomixtle resultó siendo mucho más tolerable a esta variable en contraste con el gato montés.

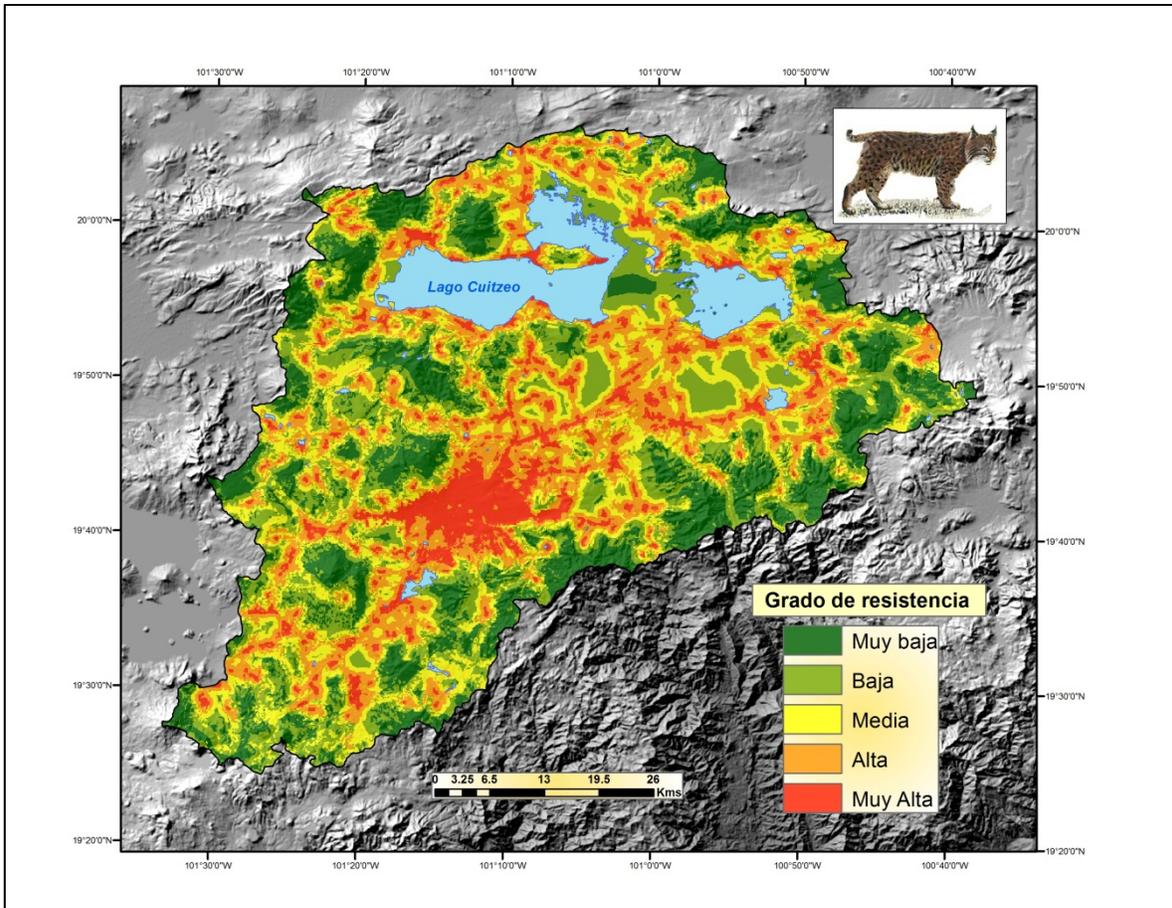
<b>Característica del paisaje</b>	<b>Gato montés</b>	<b>Cacomixtle</b>		<b>Gato montés</b>	<b>Cacomixtle</b>
<b>Tipo de Cobertura</b>	<b>VALOR FINAL</b>	<b>VALOR FINAL</b>	<b>Tipo de Carretera</b>	<b>VALOR FINAL</b>	<b>VALOR FINAL</b>
Asentamientos humanos	96	81	Carretera pavimentada de 4 carriles	98	97
Pastizales Inducidos y Cultivos	54	52	Carretera pavimentada de 2 carriles	70	75
Bosques Cerrados de Pino	1	3	Terracería	22	28
Bosques Cerrados de Abies	1	5	Vereda	4	6
Bosques Cerrados de Encino	5	7	Ferrocarril	4	7
Bosques Cerrados Mixtos	2	2			
<i>BOSQUES CERRADOS</i>	2.3	4	<b>Densidad de carreteras</b>		
Bosques Abiertos y Semiabiertos de Pino	17	23	0.0-0.1 Km/Km2	4	7
Bosques Abiertos y Semiabiertos de Abies	19	26	0.1-1 Km/Km2	19	10
Bosques Abiertos y Semiabiertos de Encino	11	18	1-5 Km/Km2	36	23
Bosques Abiertos y Semiabiertos Mixtos	10	15	5-10 Km/Km2	62	53
<i>BOSQUES ABIERTOS Y SEMIABIERTOS</i>	14.3	20	>10Km/Km2	91	83
Matorrales	12	27	<b>Distancia a carreteras</b>		
Plantaciones Forestales	34	40	0-200m	74	67
Pastos halófitos	34	49	200-500 m	57	48
Vegetación acuática	63	69	500-1000 m	38	27
Cuerpos de Agua	90	88	1000-1500 m	24	20
			1500-2000 m	15	13
			>2000	12	7
<b>Elevación</b>			<b>Pendiente (grados)</b>		
0-500 m	0	0	0-10	0	0
500-1000 m	0	0	10-20	0	0
1000-1500 m	0	5	20-30	0	2
1500-2000 m	0	6	30-40	2	5
2000-2500 m	0	16	>40	8	8
2500-3000 m	6	28	<b>Distancia a poblados</b>		
3000-3500 m	12	78	0-200m	74	67
>3500 m	56	82	200-500 m	58	40
			500-1000 m	38	28
			1000-1500 m	18	16
			1500-2000 m	7	8
			>2000	0	2

**Tabla 8. Valoración final del grado de resistencia**

Por otro lado, en general la elevación y la pendiente no presentaron valores altos de resistencia. Sin embargo, en rangos altitudinales altos (>3500 msnm) el cacomixtle presenta valores altos de resistencia (87), por el contrario, para la opinión experta el gato montés es mucho más tolerable a estas elevaciones (56).

Otro estudio, reporta valores parecidos de resistencia, Singleton (2002) evalúa la permeabilidad del paisaje para una especie de Lince canadiense (*Lynx canadensis*) del mismo género del gato montés (*Lynx rufus*) y relativamente parecido en cuanto a requerimientos ecológicos pese a su mayor distancia de dispersión.

En concordancia con Singleton (2002), entre otras coberturas, califica los bosques templados con resistencias muy bajas, mientras que las áreas de agricultura las califica con valores altos de resistencia caso contrario al gato montés que presenta valores medios de resistencia para dichas coberturas. La densidad de carreteras también fue una variable incluida en la valoración de la resistencia y similarmente valoradas en comparación al gato montés, valores altos de resistencia asociados a densidades altas de carreteras. Otros resultados similares también se presentan en cuanto a la valoración de la resistencia con base en las variables de elevación y la pendiente, tanto para el gato montés como para el lince canadiense la elevación y la pendiente no parecen ser obstáculos para la movilidad.



**Figura 52. Distribución del grado de resistencia para el gato montés en el año 2008**

Los valores de resistencia bajos y medios dominaron el 50% del área de estudio a través del tiempo lo que indica que la mitad de ella presenta una buena capacidad para la movilidad de las especies focales (Figuras 52 y 53), en su mayoría su distribución coincide con la de las coberturas vegetales de tipo forestal como los bosques cerrados, abiertos y semiabiertos y matorrales (Figura 52). Aproximadamente el 23 % de la cuenca presenta una pobre capacidad de dispersión.

En este sentido, los niveles “muy altos” de resistencia registraron la menor representatividad, ocupando menos del 10% de la cuenca tanto para el gato montés como para el cacomixtle. Sin embargo, se presenta un incremento pronunciado en el área de las resistencias de las categorías “alta” y “muy alta” para el cacomixtle, en 1975 presentó un porcentaje de ocupación del 4.67% y finalmente en el año 2008 casi lo duplica reportando un 9.02% de representatividad en el total del paisaje. El incremento en los valores de resistencia indica que desde 1975 hasta el año 2008 el cacomixtle ha presentado cada vez más dificultad para el desplazamiento entre los parches de hábitat, en términos de

conectividad, la probabilidad que el organismo se pueda dispersar a través del paisaje ha disminuido. Procesos de pérdida de cobertura natural y el predominio de las variables de disturbio son las principales causas del aumento de la resistencia de la matriz antrópica.

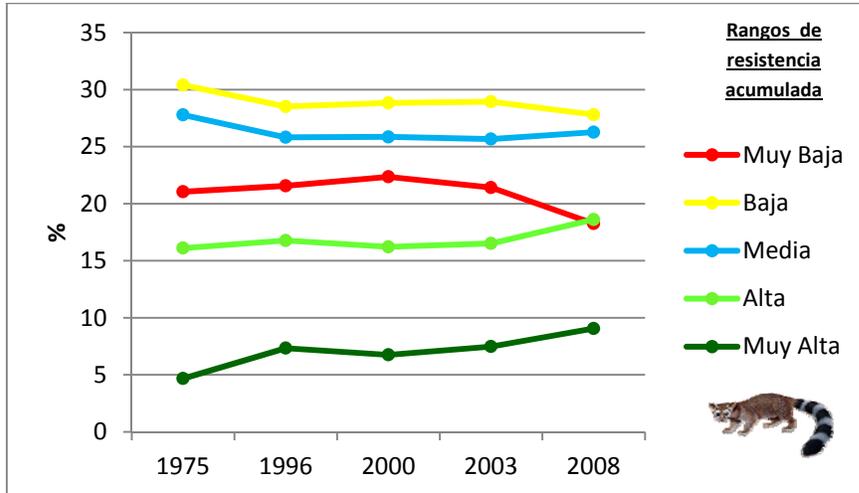


Figura 53. Porcentaje de ocupación de las categorías de resistencia acumulada para el cacomixtle

El área que ocuparon los rangos de resistencia bajos y muy bajos para el cacomixtle corresponde aproximadamente al 50% de la cuenca indicando una alta representatividad de elementos y características que facilitan la movilidad de dicha especie (Figura 53). Sin embargo, entre el año 2003 y 2008 decrecen levemente.

En cuanto al gato montés, el porcentaje de ocupación de la categoría muy alta decrece entre 1975 y 2000 (8.5 %y 6.7%) respectivamente y vuelven a ganar representatividad para los años 2003 y 2008 (Figura 54). La categoría de resistencia alta se incrementa en tamaño entre 1975 y 1996 (15.3% y 19.8%) respectivamente, el porcentaje se estabiliza entre 1996 y 2003 y termina incrementándose al año 2008 presentando el porcentaje de ocupación mas alto para dicha categoría (22.6%), lo que indica que en el último periodo de tiempo, el gato montés a registrado mayor dificultad para desplazarse entre los parches de hábitat.

Por otro lado, las resistencias bajas y medias registraron porcentajes de ocupación altos presentando una tendencia estable entre 1975 y 2003 (aprox. 22 %) sin embargo, decrecen considerablemente para el año 2008 (18.9%). Esta tendencia esta relacionada con la ganancia de áreas con resistencias altas. En la figura 52, se presenta el mapa de distribución de los grados de resistencia en la cuenca para el gato montés, los niveles de

resistencia muy alta se agrupan en el centro de la cuenca donde se localiza el asentamiento urbano de Morelia y también se distribuyen en las áreas cercanas al lago de Cuitzeo donde predominan las actividades agrícolas. Por otro lado los rangos de resistencia baja y muy baja se distribuyen en su mayoría en los sectores donde predominan las coberturas naturales de tipo forestal como en los extremos laterales y partes altas de la cuenca. Por lo general la distribución de las resistencias bajas y muy bajas se relaciona con la ubicación de los parches de hábitat óptimo.

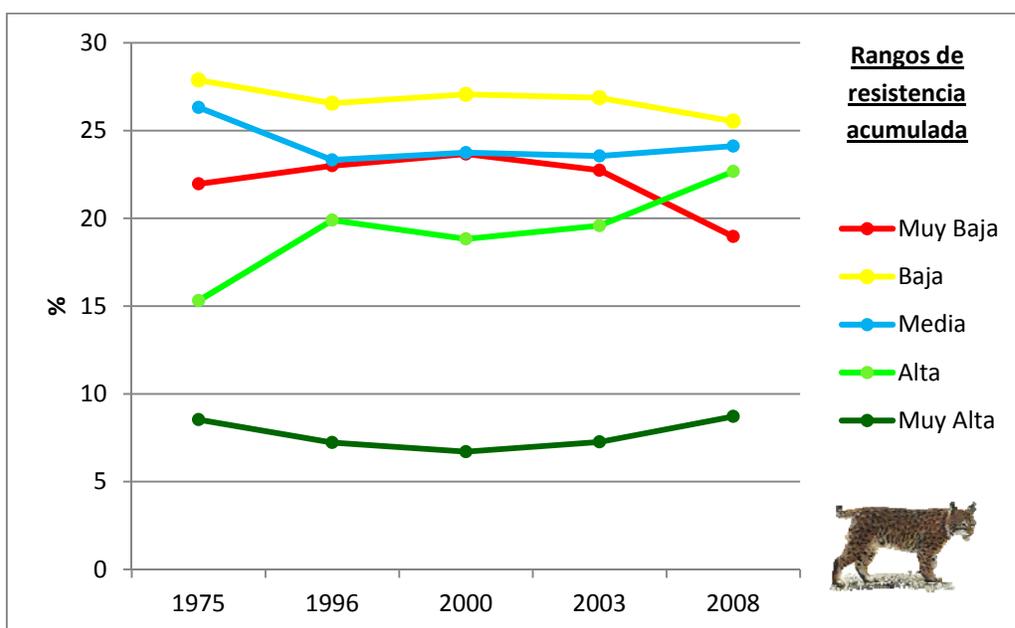


Figura 54. Porcentaje de ocupación de las categorías de resistencia acumulada para el gato montés

### 3.3.6 CORROBORACIÓN EN CAMPO DE LOS PRINCIPALES PARCHES DE HABITAT

5 parches de hábitat fueron corroborados en campo y seleccionados por ser los de mayor tamaño y por calificarse como hábitat óptimo tanto para el gato montés como para el cacomixtle.

#### **Parche de hábitat # 1**

**Municipios:** Pátzcuaro y Huiramba

**Elevación:** 2,329 msnm

**Tipo de cobertura en campo:** Bosque de pino cerrado.

**Tipo de cobertura en mapa de cobertura 2008:** Bosque de pino cerrado, abierto y semiabierto, matorrales.



**Figura 55. Parche de hábitat # 1**

**Parche de hábitat # 2**

**Municipios:** Morelia y parte de Lagunillas

**Elevación:** 2,194

**Tipo de cobertura en campo:** Parte alta y trasera con Bosque de pino cerrado, parte frontal con matorrales secos.

**Tipo de cobertura en mapa de cobertura 2008:** Bosque cerrado, Bosque abierto y semiabierto y matorrales



**Figura 56. Parche de hábitat # 2**

**Parche de hábitat # 3**

**Municipios:** Morelia y Charo, localidad de San Miguel del Monte

**Elevación:** 2,436

**Tipo de cobertura en campo:** Bosque cerrado de pino

**Tipo de cobertura en mapa de cobertura 2008:** Bosque cerrado de pino, Bosque abierto y semiabierto.



**Figura 57. Parche de hábitat # 3**

#### **Parche de hábitat # 4**

**Municipios:** Zinapécuaro, Queréndaro, Indaparapeo

**Elevación:** 2,427

**Tipo de cobertura en campo:** Bosque cerrado de pino, Bosque abierto y semiabierto

**Tipo de cobertura en mapa de cobertura 2008:** Bosque cerrado de pino, Bosque abierto y semiabierto.



**Figura 58. Parche de hábitat # 4**

### **Parche de hábitat # 5**

**Municipios:** Chucándiro

**Elevación:** 2,162

**Tipo de cobertura en campo:** En su mayoría matorrales secos cercanos al lago

**Tipo de cobertura en mapa de cobertura 2008:** Matorrales, Bosques cerrados y abiertos y semiabiertos.



**Figura 59. Parche de hábitat # 5**

### **3.3.7 MODELAMIENTO DE LA CONECTIVIDAD FUNCIONAL**

#### ***Distancias de costo y rutas de mínimo costo***

Se presentan por separado los resultados para las dos especies focales en cuanto a número, longitud e integridad de los enlaces en los distintos periodos de tiempo analizados. En la tabla 9, se presenta la comparación en cuanto al número máximo de corredores entre los parches de hábitat para cada año (enlaces), los rangos de distancia euclídea (menor distancia y mayor distancia en kilómetros), el promedio de las distancia euclídea de todos los corredores, el rango de la distancia costo (menor distancia costo y mayor distancia costo), la distancia media de costo entre todos los corredores de cada periodo de tiempo y la longitud media de todas las rutas de mínimo costo. En la tabla 10, se presentan los resultados del promedio de la relación de la distancia de costo con el largo de las rutas de mínimo costo (cwdtopathratio) y los pares de parches de hábitat que presentan la relación más baja y la relación más alta.

## **-Gato montés**

Un rango entre 7 y 11 enlaces resultaron de los modelos entre 6 parches aproximadamente de hábitat óptimo para cada año, los rangos de distancias euclídeas entre los parches de hábitat comparativamente fueron bajos lo que puede indicar que espacialmente no están muy aislados. Sin embargo, los rangos de distancia costo resultaron mucho más elevados, lo que significa que los parches de hábitat se encuentran próximos entre si, pero entre ellos se presenta una resistencia alta lo que aumenta la distancia costo entre estos. El año 1975 presentó las distancias euclídeas y de costo con menor valor (< Dist media= 0.2 km y Dist cost media= 23.4 km) y también las de mayor valor (>Dist media 53.4 y >Dist cost media 4,891 respectivamente). La longitud de las rutas de mínimo costo no presentaron mucha variación y se encontraron dentro de un rango de 25.5 kms en el año 2000 y 30.9 kms para el año 2003.

<b>Año</b>	<b>Enlaces</b>	<b>Rango dist Euclidea (Km)</b>	<b>Distancia media (euc)</b>	<b>Rango dist cost (Km)</b>	<b>Distancia media (cost)</b>	<b>Long (RMC) media</b>
<b>1975</b>	10	0.2-53.4	22.9	23.4-4891	2308.8	27.4
<b>1996</b>	6	3.1-39.8	26.1	382-4259	2561.8	30.4
<b>2000</b>	11	3.1-39.9	21.3	373-4127	2091.5	25.5
<b>2003</b>	8	3.1-39.8	23.2	375-4213	2255.4	30.9
<b>2008</b>	7	2.7-44	22.4	379-4759	2407.6	30.2

**Tabla 9. Número de enlaces, rangos de distancia euclidea y de distancia de costo, longitud promedio de las rutas de mínimo costo (RMC) para el gato montés en cada periodo de tiempo analizado.**

El promedio de las distancias euclídeas registró su mayor valor en el año 1996 con 26.1 km, y el menor en el año 2000 (21.3 km). Sin embargo, las distancias varían muy poco a través del tiempo. Por el contrario, los valores del promedio de las distancias medias de costo varían un poco más presentando los valores más altos para 1975 y 1996 (2,308 y 2,561 respectivamente), decreciendo para el año 2000 (2,091) e incrementándose gradualmente hasta el año 2008. Por otro lado, según Lariviere y Walton (1997) el gato montés puede dispersarse entre 1.1 a 184 km aproximadamente, lo que indica que las longitudes promedio de las rutas de mínimo costo pueden ser relativamente adecuadas para la movilidad del gato montés.

	<i>cwdToPathRatio</i> (Prom)	Enlace <i>cwdtopathratio</i> mas bajo	Valor	Enlace <i>cwdtopathratio</i> mas alto	Valor
1975	81.07	4 y 5	68.51	1 y 2	91.54
1996	84.60	1 y 3	69.08	2 y 4	95.92
2000	85.19	1 y 2	64.35	2 y 3	118.67
2003	76.40	2 y 4	58.74	3 y 4	90.78
2008	86.19	1 y 3	68.99	3 y 4	115.44

**Tabla 10.** Relación de la distancia de costo con el largo de las rutas de mínimo costo (*cwdtopathratio*) para el gato montés

WHCWG (2010) sugiere que para analizar la calidad de cada corredor modelado se puede calcular la proporción de la distancia de costo en el largo de cada uno de los corredores potenciales (*cwdToPathratio*). Este índice computa la resistencia media a la movilidad de la especie focal encontrada a lo largo de la ruta óptima entre un par de parches de hábitat. En este caso, por medio de la herramienta “*Linkage mapper*” (McRae y Kavanagh 2011) en cada periodo analizado se calculó la relación de la distancia costo con la longitud de las rutas de mínimo costo (*cwdToPathratio*) en cada corredor generado. En la tabla 7, se presentan los resultados simplificados en cuanto al promedio de *cwdToPathratio*, par de parches de hábitat con el *cwdToPathratio* más bajo y su valor correspondiente y el par de parches de hábitat con el *cwdToPathratio* más alto y su correspondiente valor.

En este sentido, los altos valores obtenidos de *cwdToPathratio* sugieren que las condiciones generales para el movimiento del gato montés entre los parches de hábitat fueron demasiado malas, las rutas de mínimo costo en general tuvieron que atravesar áreas donde la resistencia promedio se presenta bastante alta para la movilidad del gato montés. Por otro lado, el enlace entre los parches de hábitat 3 y 4 para el año 2000 presentó el valor más alto de *cwdToPathratio* lo que indica que fue el enlace con menor calidad para la movilidad del gato montés.

Por el contrario, el enlace entre los parches 2 y 4 en el año 2003 fue el que resultó con la mejor calidad para la movilidad del gato montés ofreciendo la menor resistencia promedio a lo largo de la ruta de mínimo costo. En este sentido, el año 2003 fue el que menos dificultad presentó para la movilidad del gato montés entre los enlaces potenciales entre los parches de hábitat óptimo.

En la figura 60 se exponen los mapas de los corredores potenciales para el gato montés en cada periodo de tiempo y en el anexo 4 los mapas de los corredores con mejor calidad para la movilidad. Cada mapa representa la distribución del costo acumulado del movimiento entre los parches de hábitat óptimo. En otras palabras, los mapas muestran las rutas de mínimo costo normalizadas las cuales son el resultado de la suma de la distancia costo desde el parche A y de la distancia costo desde el parche B menos la distancia de costo de la ruta más corta entre A y B (Mcrae y Kavanagh 2011).

En general, los corredores para el gato montés se distribuyen donde encuentran parches subóptimos con resistencias bajas, estos cumplen la función de ser elementos interconectores entre los parches de hábitat óptimo, como sucede en los extremos occidentales y orientales de la cuenca (Figura 59). Se puede observar que los corredores potenciales pueden atravesar la matriz antrópica dominada por las áreas de pastizales inducidos y cultivos, siempre y cuando existan parches subóptimos que sirvan como hábitats de paso.

Resulta evidente que el patrón de crecimiento a lo largo del tiempo y la ubicación del asentamiento humano de Morelia afectan considerablemente la distribución de los corredores potenciales, los cuales no lo atraviesan debido al alto grado de resistencia y la poca aptitud de hábitat que ofrece para el gato montés. En consecuencia, el aumento en el tamaño de la mancha urbana y la poca presencia de parches de hábitat subóptimo como sucede en el año 2008 ocasiona que la relación de la distancia costo con la longitud de las rutas de mínimo costo aumente afectando negativamente la calidad de los corredores potenciales. Así mismo, el área de transición entre la mancha urbana de Morelia y las rutas de mínimo costo a través del tiempo se hace cada vez más amplia incrementando la resistencia a la movilidad del gato montés.

En el año más reciente (2008) la ruta mínima de costo entre los parches de hábitat 1 y 3 se presentó como la de mejor calidad para dicho año, puede ser útil como ejemplo para futuras estrategias de conservación. En este sentido, el área que enlaza reúne el patrón básico (zonas de amortiguación, enlaces y parches de hábitat “grandes”) para presentarse como un escenario de conservación, en donde se encuentra inmersa una red interconectada de parches de hábitat, llamada por Noss (1992) como reservas núcleo (Figura 36). De esta forma, como estrategia de conservación se busca que los parches de

hábitat estén rodeados de zonas de amortiguación enlazadas entre sí para mantener la conectividad funcional de las especies focales y demás proceso ecológicos (Noss 1992).

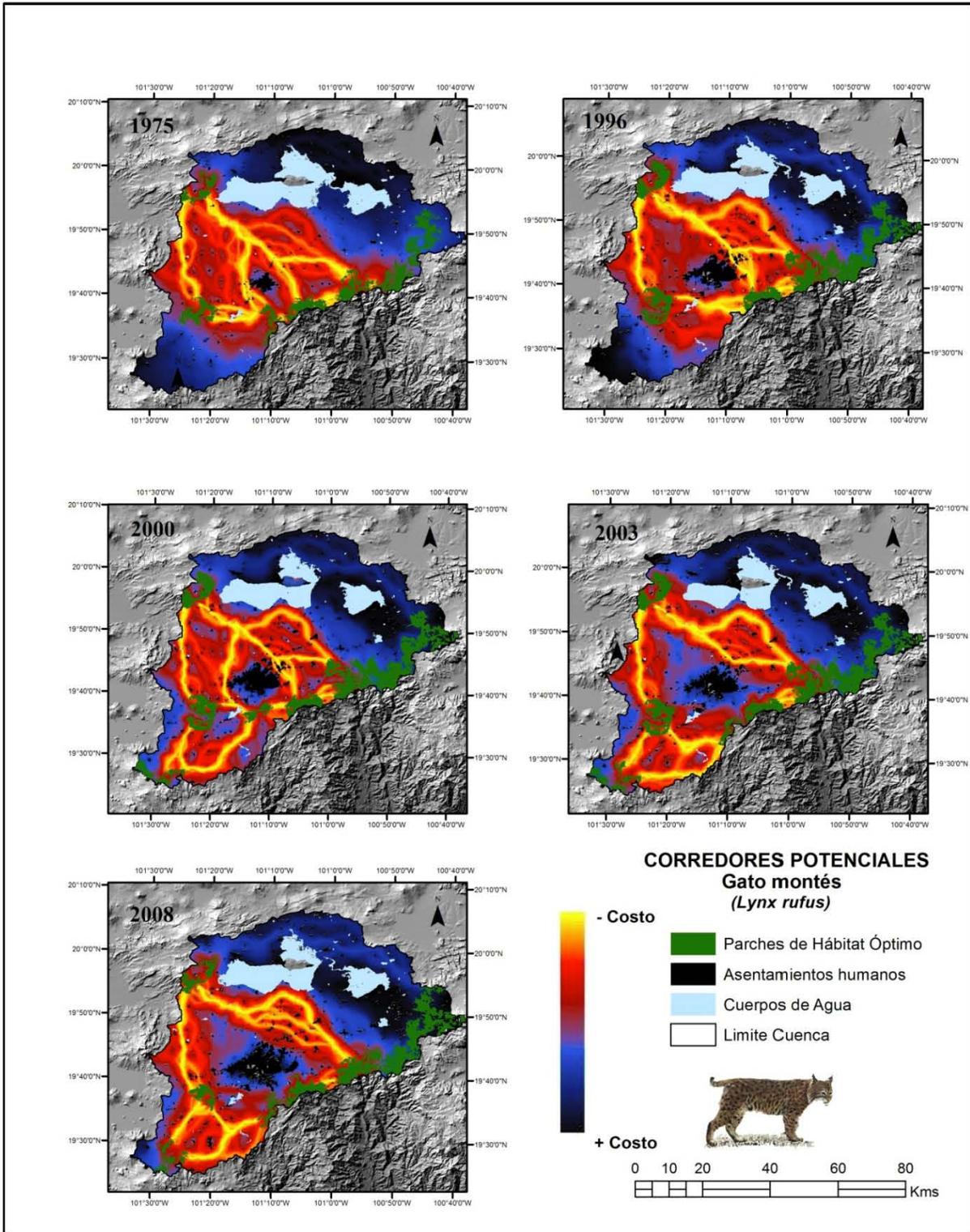


Figura 60. Corredores de menor costo normalizados para el gato montés.

De esta forma, los parches de hábitat se manifiestan como áreas grandes que en su mayoría deberían estar protegidas, estas áreas tienen más probabilidad de sostener los hábitats óptimo de una gran cantidad de especies, por ello el área es un atributo primordial en el mantenimiento de la conectividad. Por otro lado, las zonas de amortiguación son áreas que circundan a los parches de hábitat y donde se pueden dar actividades coherentes con la conservación. Sin embargo, ofrecen una mayor resistencia a la movilidad en contraste con los enlaces, los cuales conectan los parches de hábitat y las áreas de amortiguación en un sistema funcional (Bennet 2003). También se encuentran inmersos parches de hábitat de tamaño pequeño que no alcanzan a mantener poblaciones viables pero pueden ser aprovechados como hábitats de paso (stepping stones) reduciendo la resistencia a la movilidad (Figura 61).

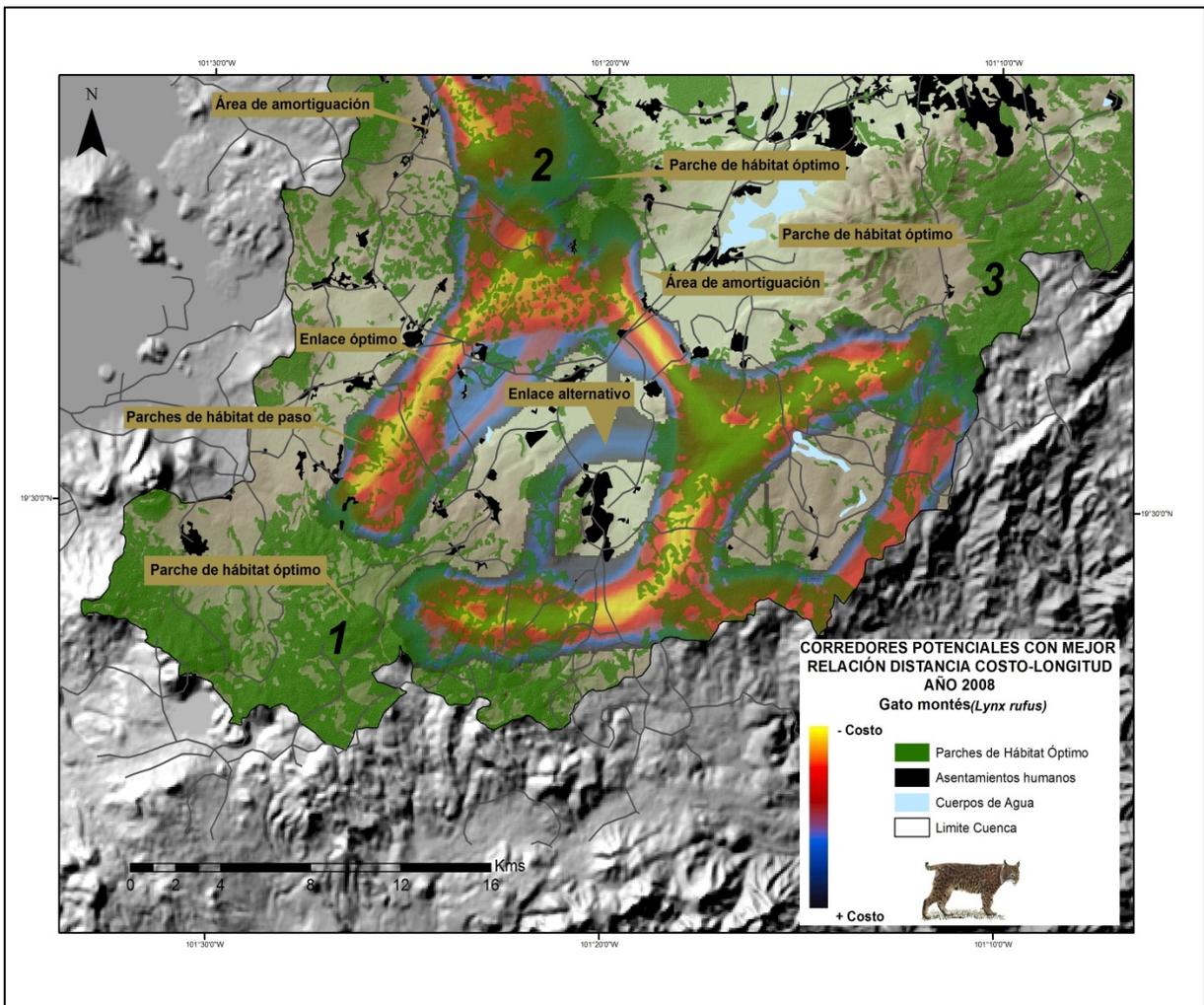


Figura 61. Corredores potenciales como ejemplo de escenario de conservación para el año 2008

## -Cacomixtle

Se presentó un rango entre 156 y 170 enlaces que resultaron de los modelos de conectividad para cada año entre 65 parches de hábitat óptimo del cacomixtle. Los rangos de distancias euclídeas y los rangos de distancia costo resultaron relativamente bajos.

Año	Enlaces	Rango dist Euclídea (Km)	Distancia media (euc)	Rango dist cost (Km)	Distancia media (cost)	Long (RMC) media
1975	176	0.079-24.7	5.2	7.6-4660	665.0	6.7
1996	174	0.026-20.3	4.7	12.5-3813.6	619.2	6.0
2000	170	0.17-20.4	4.7	15.3-3621.3	612.5	5.9
2003	178	0.32-20.4	4.8	15.3-3021.5	625.7	6.0
2008	156	0.216-25.3	6.0	33.2-3818	829.5	8.0

Tabla 11. Número de enlaces, rangos de distancia euclídea y de distancia de costo, longitud promedio de las rutas de mínimo costo (RMC) para el cacomixtle en cada periodo de tiempo analizado.

Las promedios de las distancias euclídeas y de las distancias de costo presentaron el mismo comportamiento a través del tiempo, se mantienen relativamente estables desde el año 1975 (5.2 y 665 respectivamente) hasta el año 2003 (4.8 y 626); sin embargo, para el año 2008 se incrementan considerablemente (6.0 y 830 (Tabla 11).

El promedio de las longitudes de las rutas de mínimo costo (RMC) presentan el mismo comportamiento que las distancias euclídeas y de costo, para el año 1975 presentan un promedio de 6.7 kms, el cual decrece para el año 1996 a 6.0 kms y se mantiene estable hasta el año 2003, para finalmente incrementarse a 8 kms en el año 2008.

	<i>cwdToPathRatio</i> (Prom)	Enlace <i>cwdtopathratio</i> mas bajo	Valor	Enlace <i>cwdtopathratio</i> mas alto	Valor
1975	98.13	8 y 33	44.37	31 y 48	148.99
1996	101.46	26 y 27	44.32	36 y 38	163.98
2000	102.91	24-25	40.57	35 y 37	162.59
2003	101.52	27 y 28	40.57	35 y 41	153.07
2008	102.96	45 y 49	44.87	47 y 51	157.67

Tabla 12. Relación de la distancia de costo con el largo de las rutas de mínimo costo (*cwdtopathratio*) para el cacomixtle

Los valores generales de *cwdToPathRatio* promedio registrados para el cacomixtle resultaron más altos que los reportados para el gato montés. Sin embargo, los resultados de “*cwdtopathratio* mas bajo” fueron menores en comparación con los del gato montés, lo que puede significar que el cacomixtle presenta rutas óptimas con menos resistencia

promedio que el gato montés sugiriendo que se encuentran áreas entre los parches de hábitat mucho más favorables al movimiento para el cacomixtle que para el gato montés .

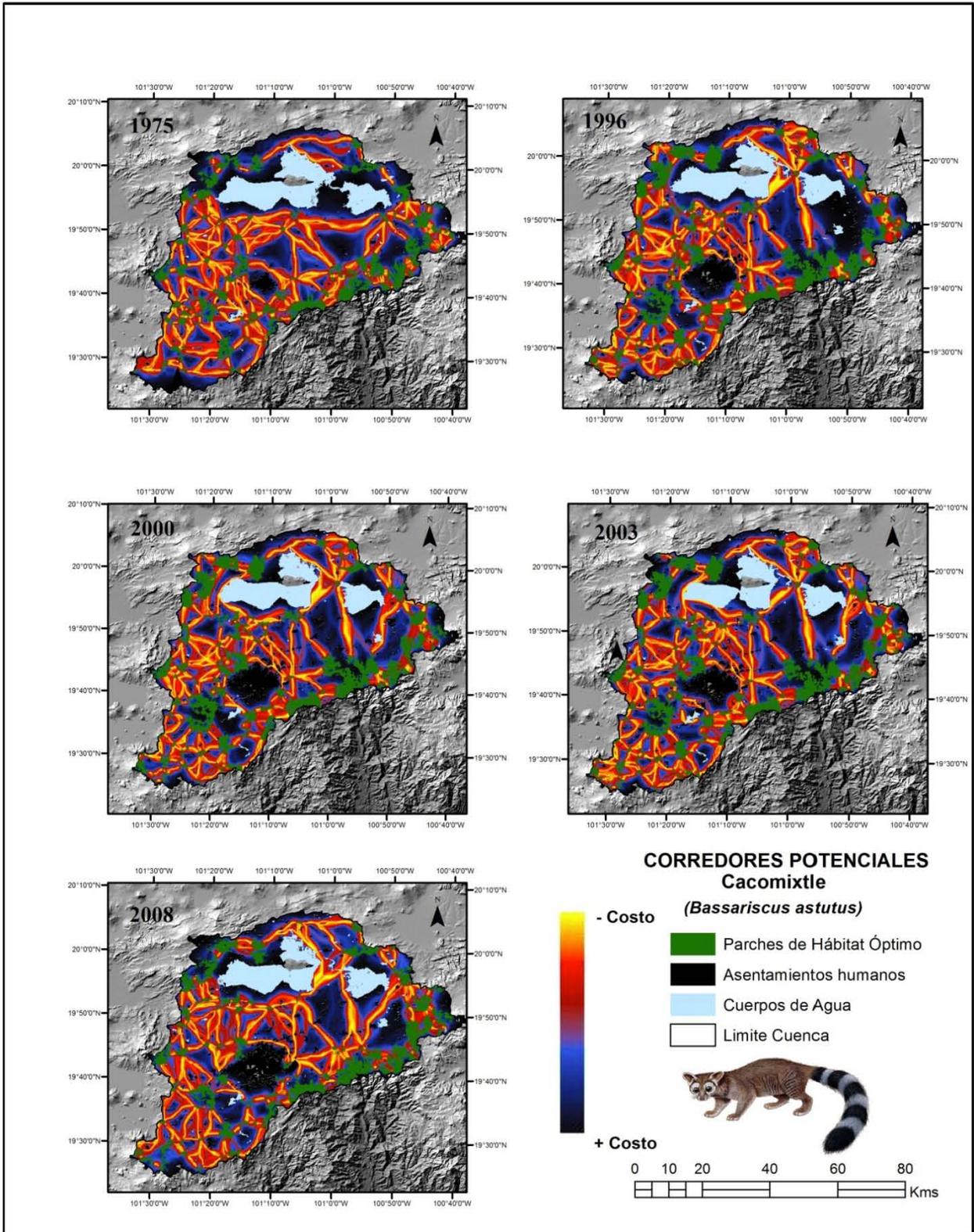


Figura 62. Corredores de menor costo normalizados para el cacomixtle.

Por otro lado, además de valores bajos también registraron valores más altos de *cwdToPathRatio* en comparación con el gato montés, lo que puede significar que los corredores óptimos para llegar a sus parches objetivos deben en su mayoría atravesar áreas con mala calidad de hábitat (Tabla 12).

Los corredores de mínimo costo para el cacomixtle (Figura 62) se distribuyen prácticamente por toda la cuenca, encontrando enlaces entre la gran cantidad de hábitats óptimos que se distribuyen a lo largo de la cuenca (un promedio de 64 parches de hábitat óptimo) esto puede relacionarse con la alta tolerancia a la resistencia del paisaje que lo caracteriza (Castellanos 2006).

La matriz de pastizales inducidos y cultivos no ofrece una barrera para la movilidad de esta especie. Así mismo, los corredores presentan una longitud promedio mucho más corta que la del gato montés lo cual favorece la dispersión del cacomixtle ya que presenta una distancia de dispersión mucho menor en comparación al gato montés. En este sentido, la información sobre las distancias de dispersión del cacomixtle casi no ha sido referenciada en la literatura, lo que dificulta la interpretación de los resultados en cuanto a la comparación con la longitud de los corredores. Sin embargo, el tamaño de ámbito hogareño reportado para el cacomixtle en áreas no urbanas (21-63 ha) (Timm et al. 2008) puede indicar que la longitud promedio de los corredores puede ser relativamente adecuada para la movilidad del cacomixtle.

### ***Flujos de corriente***

El objetivo de los mapas de flujo de corriente es el de identificar las áreas con alta probabilidad de dispersión para la especie focal. En este sentido, estos mapas muestran las áreas donde existe mayor grado de probabilidad de conectividad o movimiento y tienen la utilidad de identificar áreas importantes para el mantenimiento y conservación de la conectividad.

Se presentan los mapas obtenidos (Figura 63 y 64) donde se describe la distribución de la probabilidad de movilidad para las especies focales.

### **-Gato montés**

En general, las áreas con muy alta probabilidad de conectividad (amarillas) no sobrepasan el 15% del área de estudio. Para el año 1975 se registra la mayor probabilidad de dispersión para el gato montés, aproximadamente el 12% de la cuenca favorecía la conectividad para dicha especie. No obstante, entre 1975 y el año 2000 se identifica un decrecimiento considerable en la probabilidad de conectividad, solo aproximadamente el 6% del área de la cuenca facilitó la conectividad para el gato montés. Sin embargo, para los años posteriores 2003 y 2008 se presenta un leve incremento en dicha área la cual alcanza a dominar aproximadamente el 8% del área de estudio, de todos modos un porcentaje bajo en comparación con el total de la cuenca.

En los mapas obtenidos (Figura 63) se puede determinar que las áreas con baja y media probabilidad de conectividad para el gato montés en su mayoría se distribuyen en el centro donde se concentran las áreas agrícolas de la cuenca. También se observa que el crecimiento a través del tiempo de la mancha urbana de Morelia afecta negativamente las probabilidades de dispersión para el gato montés. En este sentido, las probabilidades más alta representadas por los flujos de corriente en amarillo (Figura 64) siguen los extremos de la cuenca y en su mayoría coinciden con la distribución de las rutas de mínimo costo, lo que indica que una alta probabilidad de dispersión está asociada a la ubicación de la mayoría de coberturas naturales de tipo forestal que en gran parte conforman los parches de hábitat óptimo.

De esta manera, se determinaron áreas con el mayor flujo de corriente, las cuales podrían corresponder a elementos complementarios a los corredores potenciales ya que son útiles para determinar las zonas críticas para conservar o restaurar promoviendo el aumento de la conectividad funcional en este caso para el gato montés. De acuerdo con McRae et al. (2008) dichas áreas son prioritarias debido a que corresponden a puntos de hábitat crítico que presentan una alta densidad de corriente expresada en una muy alta probabilidad para la dispersión, además de encontrarse ubicadas dentro de las rutas óptimas entre dos parches de hábitat.

En concordancia con Walpole et al. (2012), la aplicación de métodos que utilizan teoría de circuitos combinados con modelos de corredores potenciales pueden ser acertados para la conservación y el mantenimiento de la conectividad funcional ya que los corredores que además presentan áreas de alta probabilidad de dispersión son susceptibles para ser utilizados por las especies que se dispersan entre los parches de hábitat (Continúa p. 119).

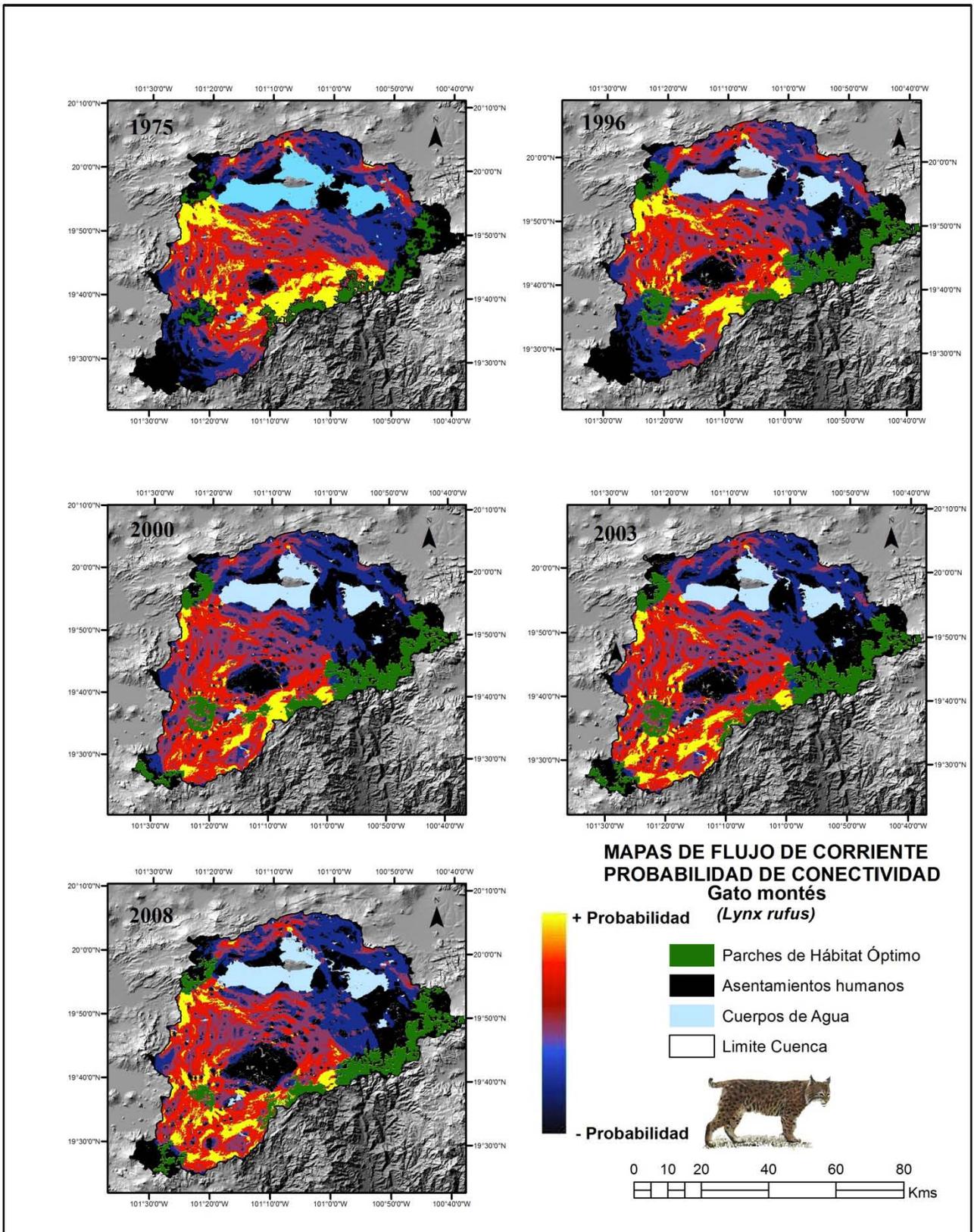


Figura 63. Mapa de probabilidad de conectividad para el gato montés

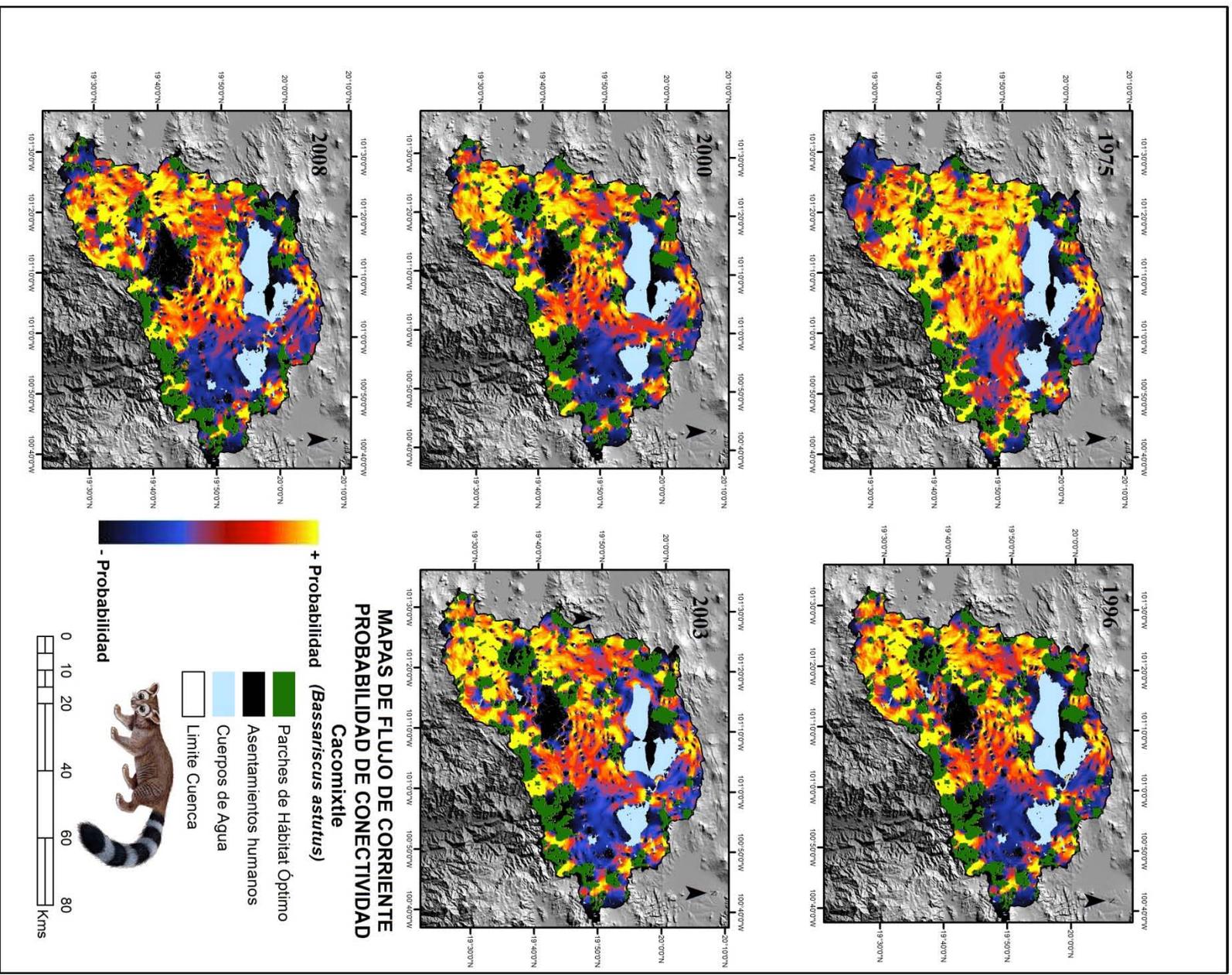


Figura 64. Mapa de probabilidad de conectividad para el cacमितtle

## **-Cacomixtle**

Al comparar los dos mapas de flujo de corriente del gato montés y el cacomixtle, se hace evidente que el segundo presenta una mayor probabilidad de conectividad entre los parches de hábitat óptimo. Las áreas con mayor probabilidad de dispersión para el cacomixtle ocupan un rango entre el 27% y 35% de la cuenca, aproximadamente el doble de la superficie que se registra para el gato montés.

Para el año 1975 los valores altos de probabilidad dominan el 27% del área de estudio (Figura 63); porcentaje que se mantiene relativamente estable hasta el año 2003 donde se incrementa a un 30%, finalmente en el año 2008 se presenta un incremento en el área ocupada por los valores altos de probabilidad dominando aproximadamente el 35% de la cuenca. En contraste con la probabilidad de dispersión del gato montés, la del cacomixtle solo se ve parcialmente afectada por la cercanía a la mancha urbana de Morelia. Sin embargo, las áreas agrícolas también generan baja y media probabilidad de dispersión aunque no tan marcada como en el caso del gato montés.

En este sentido, los enfoques de teoría de gráficas (Rutas de mínimo costo) y teoría de circuitos (flujos de corriente) aportan a la conservación de la biodiversidad en cuanto a la identificación de áreas donde el movimiento es restringido para las especies focales y en la cuantificación del grado en el que los parches de hábitat y sus enlaces contribuyen a la conectividad general del paisaje, esto último complementándose con la aplicación de índices integrales de conectividad (Saura y Pascual-Hortal, 2007).

## **Aplicaciones potenciales de los enfoques utilizados**

Según Beier et al. (2011) los enfoques de teoría de gráficas y teoría de circuitos aplicados en este estudio, podrían utilizarse potencialmente en los análisis de priorización siempre y cuando se proporcione orientación a los usuarios finales de los mapas de conectividad. En este sentido, cuando se finaliza el estudio de conectividad una estrategia de comunicación a los usuarios puede ser de gran ayuda para el entendimiento del valor de la conservación en este caso de los elementos conectores y de la importancia de la conectividad en general.

Algunas aplicaciones potenciales son reportadas por Beier et al (2011), sugiriendo que los enfoques pueden ser complementados por medio de la aplicación de modelos basados en

agentes involucrando el movimiento de los individuos. Estos modelos simulan el movimiento de las especies focales y consideran el efecto de la mortalidad por el movimiento, integrando variables como la búsqueda de alimento y las áreas de descanso. Hasta el momento no han sido aplicados en los análisis de conectividad por la dificultad de integrar variables de comportamiento.

Otras aplicaciones de los enfoques utilizados están siendo direccionadas en el contexto del cambio climático global al producir mapas de las áreas que pueden proporcionar conectividad durante y después de periodos de cambio climático acelerado (Brost y Beier 2012). Por ejemplo, el modelamiento de corredores potenciales puede ayudar a ubicar las zonas con características climáticas aptas para una especie focal las cuales pueden variar por el efecto del cambio climático (Beier et al. 2011). Así mismo, los modelos de distribución potencial de las especies focales que se utilizaron como insumo para el mapa de aptitud de hábitat de años anteriores y el presente, puede ser aplicado para modelar la conectividad futura y de esta forma analizar como la conectividad es afectada por el cambio climático.

### **3.3.8 IMPORTANCIA DE LOS PARCHES DE HABITAT EN LA CONECTIVIDAD DEL PAISAJE**

#### ***Índice Integral de Conectividad***

El valor del índice integral de conectividad (IIC) en todos los periodos de tiempo y para las dos especies focales fue muy bajo. En cuanto al gato montés, se registró un valor promedio de IIC de 0.0032. Se calculó el índice entre distancias umbrales que estuvieran dentro de los rangos aproximados de dispersión de la especie: 1000, 1500, 2000, 2500, 5000 y 10000 metros. Se considera que la longitud del umbral es la necesaria para que la especie focal se movilice entre los parches de hábitat (Saura et al 2011). Así mismo, el índice integral de conectividad (IIC) para las dos especies focales fue calculado utilizando las distancias de costo entre los parches de hábitat (obtenidas con *Linkage Mapper*) como la variable funcional para la evaluación de la conectividad, de esta manera se integra la disponibilidad de hábitat con la capacidad de dispersión (Pascual Hortal y Saura 2008)

En cuanto al cacomixtle, el índice integral de conectividad se calculó entre distancias umbrales de 200, 500, 1000, 1500, 2000, 2500, 5000 metros (rango de dispersión mucho

más corto en contraste con el gato montés), presentando un promedio de IIC de 0.00089 en cada periodo de tiempo.

En la figura 65 se presentan las tendencias del IIC para cada periodo de tiempo. En el caso del gato montés se muestran los resultados dentro de un umbral de dispersión de 10000 metros y para el cacomixtle de 1000 metros.

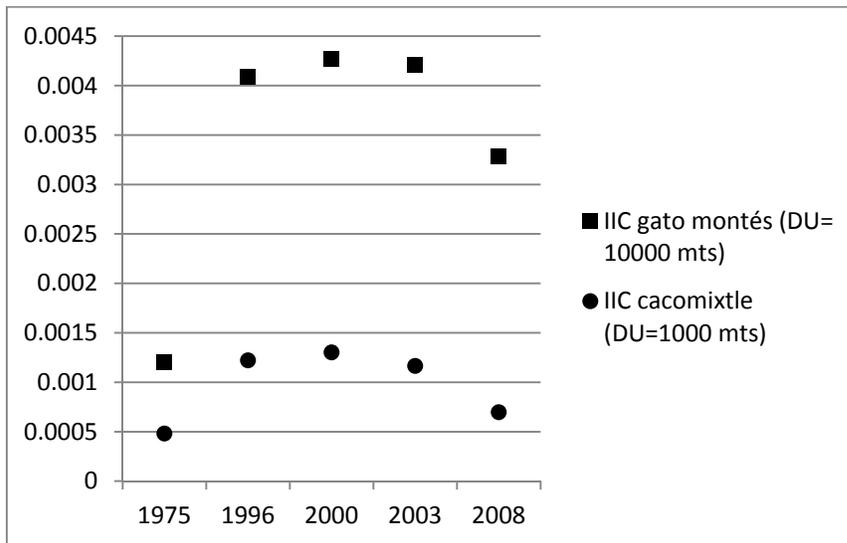


Figura 65. Valores de IIC para las dos especies focales.

Otros estudios de conectividad funcional en mamíferos terrestres, por ejemplo el caso de la zorra gris y el viztlacuache en los bosques mesófilos de montaña de Veracruz, México sugieren que los valores bajos de IIC evidencian una seria amenaza para el sostenimiento de estas especies en paisajes fragmentados, en este caso los valores se incrementaron en los primeros periodos de tiempo (1975-1996-2000) lo que significa que la conectividad mejora para dichos años. Sin embargo, entre el año 2000 y 2008 la conectividad decrece considerablemente. El decrecimiento en términos de conectividad refleja la disminución en la disponibilidad del hábitat para las dos especies en dichos periodos de tiempo. En este sentido, Pascual Hortal y Saura (2008) en el estudio de conectividad funcional para el urogallo en España consideran que el IIC es un buen indicador de disponibilidad de hábitat por que integra la red de conectividad (en este caso expresada en distancias de costo) y el área de los parches como atributo.

A través del tiempo el gato montés y el cacomixtle presentan una tendencia muy parecida en el índice de IIC, los valores más bajos se registran en el primer periodo de tiempo y los

más altos en los años 1996 y 2003. El cacomixtle entre 1975 y 1996 registra una tendencia a incrementar los valores (0.00048 a 0.0012 respectivamente). Siendo el valor de 1975 el más bajo registrado entre las dos especies focales. Posteriormente entre 1996 y 2003 se estabiliza en  $IIC=0.0012$  y decrece a un valor de 0.0007 para el año 2008.

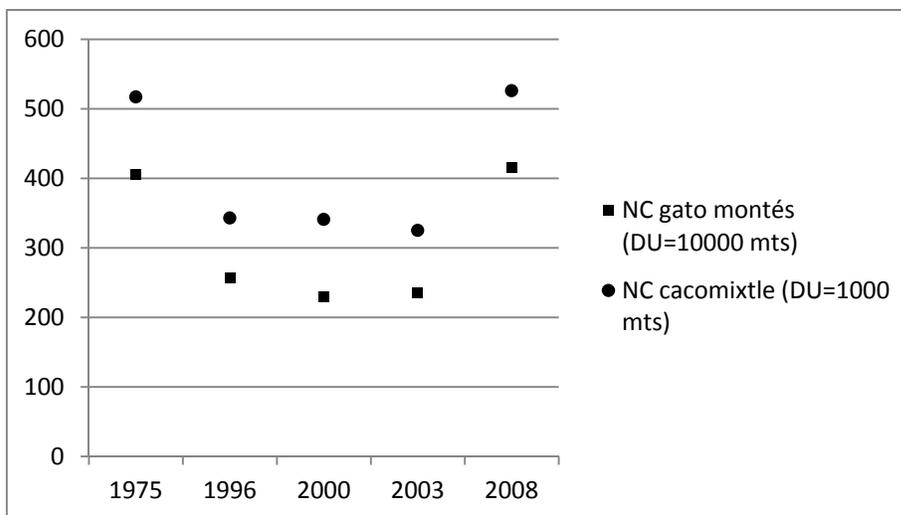
El gato montés presenta valores de IIC más altos que el cacomixtle. Lo que supondría una mayor conectividad funcional y una mayor disponibilidad de hábitat, a pesar que se presentó mayor área de hábitat óptimo para el cacomixtle (Figura 45). No obstante, este resultado puede estar relacionado con que se registró mayor área de parches de hábitat de tamaño grande para el gato montés que para el cacomixtle (Figura 47).

De todos modos, si se tiene en cuenta que el índice se reporta en un rango de 0 a 1, los resultados registran muy baja conectividad para las dos especies estudiadas. No obstante, el IIC resulta dependiente del área debido a que como atributo de entrada se eligió el área de los parches, Saura y Pascual Hortal (2007), sugieren que valores altos iguales a 1 se obtienen cuando todo el paisaje es ocupado por el hábitat de las especies focales. Para 1975 el gato montés presenta el valor más bajo de  $IIC= 0.001$ . Más adelante, para 1996 el valor aumenta a 0.004, se estabiliza hasta el año 2003 y decrece levemente al año 2008 presentando un valor de IIC de 0.0032.

En este sentido, Pascual Hortal y Saura (2008) sugieren que los resultados del IIC son bajos si los parches de hábitat están poco conectados, pero también si el hábitat es escaso. El IIC detecta los cambios negativos que puedan estar afectando el paisaje, ya sea la pérdida de conectividad o la pérdida de superficie de hábitat.

### ***Número de componentes***

El número de componentes define el número de parches de hábitat que se encuentran conectados teniendo en cuenta los umbrales de distancia definidos (ver IIC). En general, el cacomixtle presentó más fragmentos conectados a través del tiempo en comparación al gato montés. Según Pascual Hortal y Saura (2006) un componente corresponde a una región conectada en la que existe un enlace entre cada par de parches. De esta forma, se asumiría que el cacomixtle tendría más regiones conectadas, sin embargo este resultado puede estar afectado en el sentido que el cacomixtle presenta mayor número de parches de hábitat.



**Figura 66. Número de componentes (NC) para las dos especies focales**

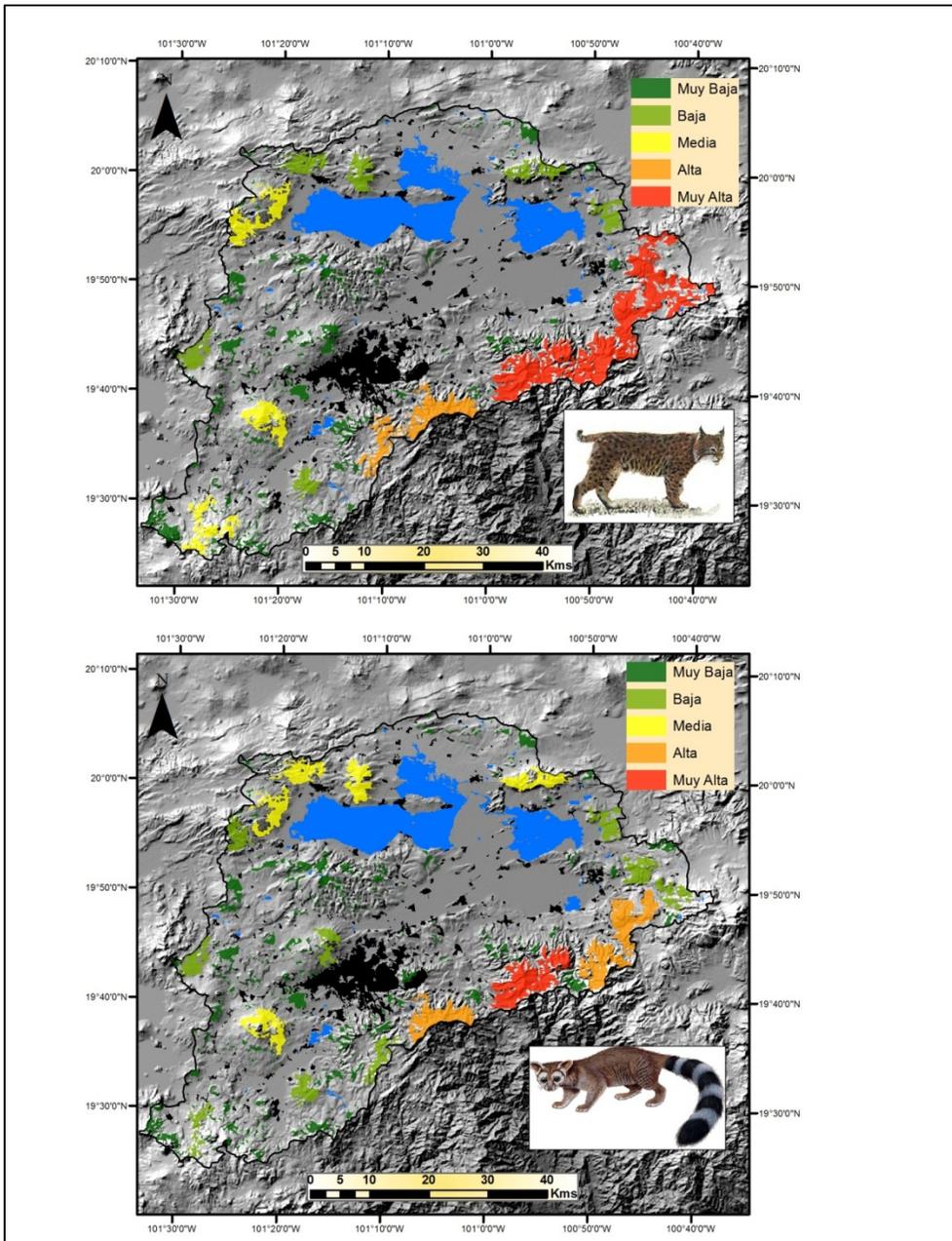
Las dos especies presentan tendencias parecidas a través del tiempo, inician en 1975 con un NC alto que decrece para 1996, posteriormente se estabiliza hasta el año 2003 para finalmente aumentar y presentar el mayor valor para el año 2008 (Figura 66).

Según Pascual Hortal y Saura (2006) un parche aislado puede convertirse en un componente en si mismo. En este sentido, se debe tener especial cuidado en la interpretación de este índice ya que una región conectada que se aísla de otra después de un cambio en el paisaje puede incrementar el número de componentes, sin embargo, la conectividad no estaría aumentando ya que no habría una relación funcional entre los distintos componentes. Esta afirmación puede explicar que el cacomixtle presente mayor número de componentes y la tendencia a incrementarse en los dos últimos periodos de tiempo.

El cacomixtle presenta para el año 1975 un NC de 517, decreciendo considerablemente al año 1996 con 343. Posteriormente, disminuye levemente a 325 componentes para el año 2003 y finalmente se incrementa al año 2008 a 526 componentes siendo el valor de NC más alto registrado en comparación con los demás años descritos. El gato montés en 1975 registra un valor de NC de 406. Posteriormente, disminuye considerablemente a 257 estabilizándose en un rango 230 y 236 entre el año 2000 y 2003. Finalmente, el valor de NC para el gato montés se incrementa a 415 componentes para el año 2008, registrando el valor más alto en comparación con los otros años estudiados.

### ***Distribución de la importancia de los parches de hábitat en la conectividad del paisaje***

Se cuantificó el índice de importancia de los nodos (*DIIC*) para los parches óptimos y subóptimos de cada especie focal. Las unidades están definidas como porcentajes de importancia. A continuación en la figura 67, se presentan los resultados para el año 2008 para el cacomixtle y el gato montés. Se omiten los resultados de los demás años por presentar valores muy similares entre si y presentar muy poca variación a través del tiempo.



**Figura 67. Importancia de los parches de hábitat en la conectividad general del paisaje**

Gato montés			Cacomixtle		
	Muy Baja	0% - 0.14%		Muy Baja	0% - 0.38%
	Baja	0.15% - 0.58%		Baja	0.39% - 2.59%
	Media	0.59% - 2.33%		Media	2.60% - 4.64%
	Alta	2.34% - 6.38%		Alta	4.65% - 12.79%
	Muy Alta	6.39% - 85%		Muy Alta	12.80% - 30.2%

Figura 68. Rangos de importancia de los parches de hábitat

En la figura 68 se presentan los rangos de importancia para cada especie focal. Los datos fueron clasificados en 5 categorías con base en el método de cortes naturales (*natural breaks*). Este tipo de clasificación identifica los intervalos buscando agrupamientos y patrones inherentes a los datos minimizando la variación dentro de cada categoría. Los datos son ordenados de menor a mayor y son divididos en clases cuyos límites se sitúan donde están los mayores cortes (Moreno-Jiménez 2006).

El parche de hábitat más importante para la conectividad del gato montés presenta un valor de 85% con un tamaño promedio de 20,832 ha que ocupan el 35.2 % del total de los parches de hábitat. Lo que significa que si este parche desapareciera el 85% de la conectividad funcional se perdería. Sin embargo, solo un parche se encuentra dentro del rango de importancia muy alta.

Rango de importancia	CACOMIXTLE					GATO MONTÉS				
	NP	NP%	Área (ha)	%	MPS (ha)	NP	NP%	Área (ha)	%	MPS (ha)
<b>Muy Baja</b>	508	96.58	17505.5	31.5	34.5	411	97.4	15041.2	25.4	36.6
<b>Baja</b>	9	1.711	12218.5	22.0	1357.6	3	0.71	8444.6	14.2	2814.9
<b>Media</b>	5	0.951	9921.3	17.9	1984.3	6	1.42	9236.7	15.6	1539.5
<b>Alta</b>	3	0.57	10184.5	18.3	3394.8	1	0.24	5708.1	9.6	5708.1
<b>Muy Alta</b>	1	0.19	5729.6	10.3	5729.6	1	0.24	20832.3	35.2	20832.3

Tabla 13. Principales características estructurales de los parches de hábitat según su importancia para la conectividad

Así mismo, el 97.4% de los parches de hábitat del gato montés presentan una muy baja importancia para la conectividad y registran tamaños promedio bastante bajos en comparación a los demás rangos (36.6 ha). En este sentido, a medida que el rango aumenta su importancia, también se incrementan los tamaños promedio de los parches.

La categoría de importancia alta para el gato montés está representada solo por un parche de hábitat el cual presenta un tamaño promedio considerable de 5,708 Ha que dominan el 9.6 % del área de los parches (Tabla 13).

En cuanto a los parches de hábitat del cacomixtle se registró que solo presenta un solo parche en la categoría de muy alta importancia para la conectividad el cual presenta un valor global del 30%. Así mismo, este parche de hábitat presenta un tamaño promedio de 5,729 ha que dominan el 10.3% del área de los parches. En la categoría de importancia alta se registran 3 parches de hábitat que ocupan el 18.3 % del área total y presentan un tamaño promedio considerable de 3,394 ha. En general se presenta el mismo comportamiento que con los parches del gato montés, a medida que aumenta la importancia aumentan los tamaños promedio. En este sentido, el 96.5% de los parches de hábitat del cacomixtle registran una muy baja importancia para la conectividad y presentan tamaños promedio bastante bajos en comparación a los demás rangos (34.5 Ha). Sin embargo, esta categoría domina el 31% del total del área de los parches de hábitat.

Estos resultados demuestran que existe una relación estricta entre el tamaño del parche de hábitat y la importancia para la conectividad general. Los parches más grandes necesariamente son los más convenientes para mantener la conectividad, asumiendo que el tamaño del parche ofrece mayor o menor aptitud de hábitat. De acuerdo con Pascual Hortal y Saura (2008) el porcentaje de pérdida de conectividad calculado en este estudio muestra la contribución en términos de área de cada parche de hábitat a la conectividad general del paisaje. Otros estudios como el de Ferrari et al. (2007) y Saura y Rubio (2010) reportan la tendencia de estos índices para asignar valores altos de conectividad individual a los parches de tamaño más grande con diferentes distancias de dispersión.

Sin embargo, no siempre el grado de conectividad es dependiente del área, García-Feced y Saura (2011) realizan un estudio donde se analiza la conectividad para priorizar parches agrícolas para reforestación reportando resultados no dependientes del tamaño del parche, en este caso se utilizan como atributo de entrada otras variables diferentes al área como el potencia para la restauración.

No obstante, en términos de priorización de áreas de conservación, el tamaño del parche de hábitat es uno de los atributos más utilizados hasta el momento (Pascual Hortal y Saura 2008). Así mismo, se encontraron algunas coincidencias en cuanto a la distribución de los parches importantes para la conservación de la conectividad entre las dos especies focales. Por ejemplo, tanto para el cacomixtle como para el gato montés la

mayoría de los parches de hábitat ubicados en las partes altas de los municipios de Zinapécuaro, Queréndaro, Indaparapeo y Charo fueron categorizados como importantes y muy importantes.

Considerar dichas áreas como prioritarias para la conservación mantendría en gran parte la conectividad de la cuenca. En este sentido, como estrategia de conservación se puede proponer el manejo de los parches en áreas contiguas a la cuenca integrando los municipios externos y cercanos a los límites, ya que los parches de hábitat no se restringen solo al área de la misma. Así mismo, considerar el establecimiento de nuevos enlaces entre los parches de hábitat importantes más que en áreas perturbadas, puede ser estratégico para la conservación ya que se componen de elementos naturales y seminaturales que ofrecen mayor calidad y disponibilidad de hábitat para las especies.

### **3.4 CONCLUSIONES**

El índice integral de conectividad registró valores muy bajos asociados a una poca disponibilidad de hábitat para las dos especies focales. Sin embargo, el estudio de la contribución individual de los parches, dejó en claro la importancia de conservar los parches de hábitat con áreas muy grandes al encontrar una relación estricta entre el tamaño del parche y la capacidad de dispersión de las especies focales.

Se determinó la probabilidad de dispersión del gato montés y del cacomixtle en cada periodo de tiempo y se cartografió su distribución. El área aceptable para que los dos organismos puedan dispersarse a través de los parches de hábitat no superó el 35% de la superficie total de la cuenca, indicando una baja conectividad del paisaje para las dos especies focales.

En cuanto al gato montés se encontró que las áreas con baja y media probabilidad de conectividad están asociadas a las áreas agrícolas de la cuenca. Por el contrario, las probabilidades más altas de conectividad se encontraron relacionadas con la distribución de la mayoría de coberturas de tipo forestal que conforman principalmente los parches de hábitat óptimo.

Se determinó que el cacomixtle presenta una mayor probabilidad de conectividad entre los parches de hábitat óptimo. La probabilidad de dispersión del cacomixtle solo se ve parcialmente afectada por la cercanía a la mancha urbana de Morelia.

Mediante la aplicación del análisis morfológico, se encontraron resultados relevantes en cuanto a la disponibilidad de hábitat para las especies focales y su tendencia de cambio, como la considerable disminución del área de hábitat que han sufrido en los últimos periodos de tiempo tanto el cacomixtle como el gato montés. En cuanto a la identificación de patrones de cambio relacionados con la fragmentación, el análisis morfológico registró que el hábitat de las especies focales puede presentar una tendencia característica del proceso de fragmentación, en los primeros periodos de tiempo registran un aumento en el área de las perforaciones para posteriormente presentar una etapa de estabilidad donde puede ocurrir el proceso de disección del hábitat para finalmente decrecer en área debido a que el aislamiento hace que el área que estaba perforada ahora haga parte de la matriz antrópica.

El enfoque del análisis morfológico de los patrones espaciales permitió identificar elementos claves para el mantenimiento de la conectividad y otros que pueden estar implicados en el proceso de fragmentación. Por otro lado, fue útil para determinar y cartografiar la distribución de los parches de hábitat óptimo facilitando el análisis del cambio a través del tiempo en el área de las mismas.

Se encontró que la distribución de la mayoría de parches de hábitat importantes para el mantenimiento de la conectividad general coincidió para las dos especies focales lo que sugiere considerar dichas áreas como prioritarias para la conservación, lo cual mantendría en gran parte la conectividad de la cuenca.

El análisis de la relación de la distancia costo con la longitud de los corredores potenciales, fue un indicador útil en cuanto a la selección y evaluación de los corredores más efectivos para la dispersión de las especies. En este sentido puede ser una herramienta de gran ayuda en las propuestas de conservación de la biodiversidad.

### 3.5 BIBLIOGRAFÍA

- Adriaensen F, Chardon JP, De Blust G. 2003. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64, 233–247.
- Aranda, M., O, Rosas., J.J. Ríos.,N, García. 2002. Análisis comparativo de la alimentación del gato montés en dos diferentes ambientes de México. *Acta zoológica Mexicana*. Número 087. Instituto de Ecología. A.C.
- Bárcenas, H & R, Medellín. 2007. Registros notables de mamíferos en el sur del Distrito Federal, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 11:73-79. 2007. 73
- Beier, P., and R. F. Noss. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12:1241–1252.
- Beier, P., D. Majka, and E. Garding. 2006. Arizona Missing Linkages: Munds Mountain – Black Hills Linkage Design. Report to Arizona Game and Fish Department. School of Forestry, Northern Arizona University.
- Beier, P., D.R. Majka, and W.D. Spencer. 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology* 22: 836-851.
- Beier, P., Majka, D. R. & Newell, S. L. 2009. Uncertainty analysis of least-cost modeling for designing wildlife linkages. *Ecological Applications*, 19, 2067–2077.
- Beier, P, WD Spencer, R Baldwin, and B McRae. 2011. Towards best practices for developing regional connectivity maps. *Conservation Biology* 25:879-892.
- Brost, BM, and P Beier. 2012. Use of land facets to design linkages for climate change. *Ecological Applications* 22:87-103.
- Burton, A., S, Pérez. Chavez-Tovar, C. 2003. Bobcat ranging behavior in relation to small mammal abundance on Colima Volcano, Mexico. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología* 74(1): 67-82.
- Castellanos, G. 2006. Sobre el ámbito hogareño y los hábitos alimentarios de un carnívoro en un ambiente suburbano. El Cacomixtle (*Bassariscus astutus*) en la reserva ecológica "El Pedregal de San Ángel". Ciudad Universitaria. México, D. F. Tesis de Licenciatura. UNAM

- Compton, B.W., McGarigal, K., Cushman, S., Gamble, LL. 2007. A Resistant-Kernel Model of Connectivity for Amphibians that Breed in Vernal Pools. *Conservation Biology*, 22, 788-799
- Decout S., Manel S., Miaud C. & S. Luque. 2012. Integrative approach for landscape-based graph connectivity analysis: a case study with the common frog (*Rana temporaria*) in human-dominated landscapes. *Landscape Ecology* 27(2) : 267–279.
- D'Eon, R. G., S. M. Glenn, I. Parfitt, and M.-J. Fortin. 2002. Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. *Conservation Ecology* 6(2): article 10.
- Fernández, J., F.A.Cervantes., M. C., Corona. 2007. New Distributional Records for Mammals from Tlaxcala, Mexico. *The Southwestern Naturalist* Vol. 52, No. 2 (Jun., 2007), pp. 328-333.
- Ferrari, J.R., Lookingbill, T.R., Neel, M.C., 2007. Two measures of landscape-graph connectivity: assessment across gradients in area and configuration. *Landsc. Ecol.* 22, 1315–1323.
- García-Feced, C., Saura, S., Elena-Rosselló, E. 2011. Improving landscape connectivity in forest districts: a two-stage process for prioritizing agricultural patches for conservation. *Forest Ecology and Management* 261: 154-161.
- Hansen, K. 2007. *Bobcat: master of survival*. Oxford University Press, New York, New York.
- Hernández Mora, Alain y Núñez G, A. 1995. "Los mamíferos silvestres no voladores de la zona este de la Cuenca del lago de Cuitzeo, Michoacán", *Ciencia Nicolaita* (9): 105-118.
- Hijmans, R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones and A. Jarvis, 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Kim, S.-J. 1992. The Metrically Trimmed Mean as a Robust Estimator of Location. *The Annals of Statistics*, 20, 3, 1534-1547.
- Kindlmann, P., y F. Burel. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology*. 23:879–890
- Lariviere, S., and L. R. Walton. 1997. *Lynx rufus*. *Mammal. Species* 563:1-8.
- López, E., Mendoza, M. E., Acosta, A. 2002. "Cambio de cobertura vegetal y uso de la tierra. El caso de la cuenca endorreica del lago de Cuitzeo, Michoacán". *Gaceta Ecológica*, num. julio-septiembre, pp. 19-34.

- López, E., Bocco, G., Mendoza, M., Velázquez, A. and Aguirre-Rivera, J.R. 2006. Peasant Emigration and Land Use Change at the Watershed Level: A GIS-Based Approach in Central Mexico. *Agricultural Systems*. Vol 90 (1–3): 62–78.
- López, H. 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 Doctoral. Instituto Nacional de Ecología.
- McRae, B.H.; Dickson, B.G.; Keitt, T.H. & Shah, V.B.; 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology and conservation. *Ecology* 10: 2712-2724.
- McRae, B.H. and D.M. Kavanagh. 2011. Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. The Nature Conservancy, Seattle WA. Available at: <http://www.circuitscape.org/linkagemapper>.
- Mendoza, M.E. López E.L., D. Geneletti, Pérez-Salicrup, D.R., Salinas, V. 2011. Analysing land cover and land use change processes at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975-2003), *Applied Geography*. 31: 237-250.
- Moreno, Jiménez Antonio (coordinador). 2006. Sistemas y Análisis de la información geográfica. Manual de autoaprendizaje con ArcGis. España, RA-MA Editorial.
- Orduña Villaseñor, M. 2008. Cambios en las comunidades de mamíferos carnívoros en un paisaje modificado por actividades humanas, Cuenca de Cuitzeo Michoacán". 31 de octubre del 2008, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Pascual-Hortal, L. & S. Saura. 2008. Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). *European Journal of Forest Research* 127: 23-31.
- Pascual-Hortal, L. & S. Saura. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21 (7): 959-967.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modeling*, 190:231-259.
- Poglayen-Neuwall, I. y D. E. Toweill. 1988. *Bassariscus astutus*. *Mammalian Species* 327:1-8
- Rayfield B, Fall A, Fortin MJ, Fall A. 2010. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. *Landscape Ecology* 25:519-532.

- Richard, Y. and Armstrong, D. P. 2010. Cost distance modelling of landscape connectivity and gap-crossing ability using radio-tracking data. *Journal of Applied Ecology*, 47: 603–610.
- Rodríguez-Martínez, L., J. Vázquez, y A. Bautista. 2007. Primer registro del Gato Montés (*Lynx rufus*) en el Parque Nacional La Malinche, Tlaxcala, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 11:80-84.
- Saura, S. & Pascual-Hortal, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83 (2-3): 91-103.
- Saura, S. & 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., 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.
- Saura, S. 2010. Del rodal al paisaje: un cambio de escala, nuevas perspectivas para la planificación y ordenación forestal. Conferencias y Ponencias del 5º Congreso Forestal Español. Ponencia Invitada de la Mesa Temática 8 (Monte, paisaje y territorio: planificación y ordenación forestal). Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 31: 213-239.
- Saura, S., Vogt, P., Velazquez, J., Hernando, A., Tejera, R. 2011. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. *Forest Ecology and Management* 262, pp. 150-160.
- Shah, V.B. and B.H. McRae. 2008. Circuitscape: a tool for landscape ecology. In: G. Varoquaux, T. Vaught, J. Millman (Eds.). *Proceedings of the 7th Python in Science Conference (SciPy 2008)*, pp. 62-66.
- Soille, P., Vogt, P., 2009. Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognit. Lett.* 30, 456–459.
- Theobald, D.M. 2002. Modeling functional landscape connectivity. *Proceedings of the ESRI User Conference 2002*. San Diego, CA. July 11.
- Theobald, D. 2005. A note on creating robust resistance surfaces for computing functional landscape connectivity. *Ecology and Society* 10(2): r1. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss2/resp1/>

- Timm, R., Reid, F. & Helgen, K. 2008. *Bassariscus astutus*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>
- Tischendorf L, Bender DJ, Fahrig L (2003) Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. *Landscape Ecology* 18:41–50.
- Urban, D. & Keitt, T. (2001) Landscape connectivity: a graph theoretic perspective. *Ecology* 82: 1205-1218.
- Vogt, P., K, Riitters., J, Kosak. 2007 Mapping Spatial Patterns with Morphological Image Processing. *Landscape Ecology*. 22 2: 171-177.
- Vogt, P., Riitters, K., Iwanowski, M., Estreguil, C., Kozak, J., Soille, P. 2007. Mapping Landscape Corridors, *Ecological Indicators* 7, issue 2, pp. 481-488.
- Walpole, A.A., J. Bowman, D. L. Murray, and P. J. Wilson. 2012. Functional connectivity of Canada lynx at their southern range boundary. *Landscape Ecology*. Published online, 28 February 2012.
- Washington Wildlife Habitat Connectivity Working Group (WHCWG). 2010. Washington Connected Landscapes Project: Statewide Analysis. Washington Departments of Fish and Wildlife, and Transportation, Olympia, WA.
- Watts, K., Eycott, A.E., Handley, P., Ray, D., Humphrey, J.W. Quine, C.P. 2010. Targeting and evaluating biodiversity conservation action within fragmented landscapes: an approach based on generic focal species and least-cost networks. *Landscape Ecology*. 25:1305–1318
- Watts, K., Ray, D., Quine, C.P., Humphrey, J.W. and Griffiths, M. 2007. Evaluating biodiversity in fragmented landscapes: applications of landscape ecology tools. Forestry Commission Information Note 85. Forestry Commission, Edinburgh.

## CAPÍTULO IV

### 4.1 CONCLUSIONES GENERALES

En general se encontró que la conectividad del paisaje en la cuenca del lago Cuitzeo es muy baja, este resultado tiene relación con una poca disponibilidad de hábitat para las dos especies focales. Sin embargo, el estudio de la contribución individual de los parches, muestra que es importante conservar los parches de hábitat con tamaños muy grandes las cuales favorecen la estabilidad de las poblaciones de especies con requerimientos amplios de área de parche como el gato montés, y al mismo tiempo, se verían beneficiadas otras como el cacomixtle que no necesitan tamaños de hábitats tan grandes.

El área con alta probabilidad de dispersión a través de los parches de hábitat fue menor al 35% de la superficie total de la cuenca, indicando que el paisaje en su mayoría ofrece una alta resistencia a la movilidad de las especies.

Con base en el índice de conectancia se encontró que en todos los periodos de tiempo analizados espacialmente existe una baja conectividad en la cuenca. Sin embargo, se encontró que el comportamiento de los índices está relacionado con algunos procesos de transformación ocurridos en la cuenca como la matorralización y la reforestación en su mayoría entre 1975 y el año 2000.

Se resalta el alto grado de homogenización del paisaje en todos los años analizados. La cuenca se encontró dominada por coberturas antrópicas como los pastizales inducidos y cultivos los cuales presentaron un alto número de parches con tamaños promedio muy grandes.

Las coberturas de tipo arbóreo como los bosques cerrados y arbustivo como los matorrales fueron las que más aportaron aptitud de hábitat para las dos especies focales, resultando evidente que su conservación es clave para el mantenimiento de la

disponibilidad de hábitat, lo cual redundaría en el sostenimiento de la integridad ecológica de la cuenca. Sin embargo, se encontró que para los últimos años analizados ocurrió una disminución en el área y aumento en la fragmentación de las mismas.

La aplicación de métodos derivados de la teoría de circuitos combinados con modelos de corredores potenciales basados en rutas de mínimo costo “normalizadas” en un gradiente de menor distancia –costo, resultaron ser una buena opción para analizar la conectividad de forma complementaria. En este sentido, a parte de generar una propuesta de corredores potenciales, se pudo saber cuáles son los puntos de más alta probabilidad de dispersión entre los mismos, teniendo en cuenta que los corredores son susceptibles para ser utilizados por las especies que se dispersan entre los parches de hábitat.

Existen algunas limitaciones en la aplicación de los dos enfoques funcionales utilizados. El enfoque de rutas de mínimo costo plantea los corredores de conectividad con base en la movilidad entre pares de parches de hábitat asumiendo que las especies focales tienen predefinido a qué parche se movilizan, algo que en la naturaleza no es en su mayoría cierto, en parte esta limitación es subsanada mediante la aplicación de la teoría de circuitos en donde se tienen en cuenta los movimientos aleatorios entre todos los parches de hábitat, sin embargo este enfoque puede tener algunas limitaciones en cuanto a que la movilidad aleatoria está restringida a los movimientos anteriores de la especie focal, es decir que no se pueden incorporar cambios en el comportamiento del movimiento en el tiempo o por ejemplo la tasa de mortalidad que aumenta con la edad de la especie focal.

La obtención de datos mediante el seguimiento por medio de técnicas de telemetría podría ser un método que ayudaría a mejorar los resultados del análisis de conectividad funcional integrando datos más reales sobre la capacidad de dispersión de las especies focales ya que esta se usa de una forma muy generalizada. Así mismo, se tendría información más precisa acerca de las poblaciones realmente inmersas en el área de estudio y además ofrecería información in situ sobre el tamaño mínimo de hábitat requerido y del ámbito hogareño de las especies focales. Algunos métodos no invasivos como el foto trampeo resultarían de gran utilidad para la obtención de puntos de ocurrencia de las especies focales y podrían ofrecer información sobre realmente que especies están inmersas en los parches de hábitat ya que por medio de los mapas de distribución potencial tenemos la probabilidad que exista la especie o la aptitud del hábitat para que la especie ocurra pero no sabemos realmente si actualmente está allí.

En el análisis general se reconoció que abordar el estudio solamente de la estructura del paisaje no ofrece una base sólida para evaluar el estado de la conectividad del paisaje. Sin embargo, ofrece un enfoque exploratorio y descriptivo de lo que sucede con las relaciones espaciales entre los parches en un momento determinado, esto conlleva al planteamiento de más hipótesis acerca de lo que pueda causar el estado de la configuración espacial (bien sea en el nivel de clase o en el nivel del paisaje) sobre los procesos ecológicos.

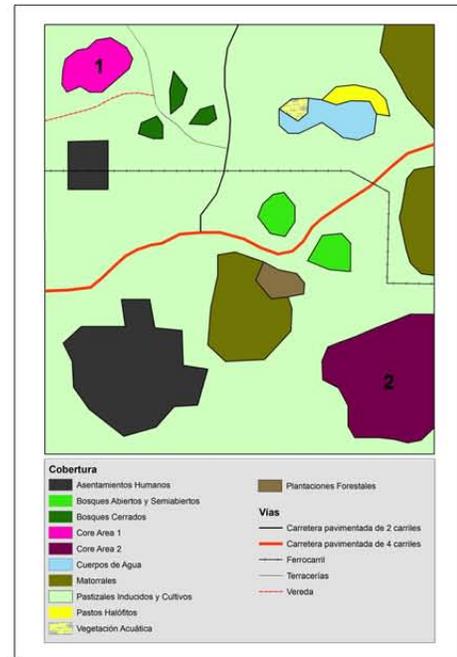
Al abordar el análisis de la conectividad en función de la capacidad de movilidad de las especies focales resultó de gran ayuda para estudiarla desde un punto de vista integral. Por un lado, se logró determinar qué sucedió espacialmente con la conectividad a través del tiempo, por el otro se generaron modelos de aptitud de hábitat, se identificaron parches de hábitat óptimo, se determinó la distribución de la resistencia del paisaje con base en las características de dispersión y preferencias de hábitat de las dos especies focales. También se analizaron morfológicamente los patrones espaciales de los parches de hábitat, se generaron múltiples rutas de mínimo costo, se evaluó la calidad de los corredores potenciales, se determinó la probabilidad de dispersión de las especies focales, se cuantificó el grado de conectividad con base en la disponibilidad de hábitat y la distancia costo entre los parches, por último se priorizaron los parches de hábitat en cuanto a la importancia individual para la conectividad general del paisaje.

Por último, este estudio resulta novedoso debido a que hasta el momento no se han presentado en México trabajos sobre el cambio en la conectividad del paisaje. En este sentido puede tener aplicaciones potenciales mediante la integración con otros modelos basados en movimientos de especies focales y en el contexto del cambio climático global.

Este trabajo provee un marco metodológico sólido para el estudio de la conectividad del paisaje. Resultó de gran ayuda la integración del conocimiento experto para la calificación de la resistencia del paisaje. Específicamente para la cuenca del lago Cuitzeo aporta información clave para la futura toma de decisiones en cuanto a conservación.

# ANEXOS

Característica del paisaje	<i>Lynx rufus escuinapae</i> (Gato montés mexicano)	<i>Bassariscus astutus</i> (Cacomistle)
<b>Tipo de Cobertura</b>		
Asentamientos humanos		
Pastizales Inducidos y Cultivos		
Bosques Cerrados de Pino		
Bosques Cerrados de Abies		
Bosques Cerrados de Encino		
Bosques Cerrados Mixtos		
Bosques Abiertos y Semiabiertos de Pino		
Bosques Abiertos y Semiabiertos de Abies		
Bosques Abiertos y Semiabiertos de Encino		
Bosques Abiertos y Semiabiertos Mixtos		
Matorrales		
Plantaciones Forestales		
Pastos halófitos		
Vegetación acuática (Tular, Carrizal, Lirio acuático)		
Cuerpos de Agua		
<b>Tipo de Carretera</b>		
Carretera pavimentada de 4 carriles		
Carretera pavimentada de 2 carriles		
Terra ceria		
Vereda		
Ferrocarril		
<b>Densidad de carreteras</b>		
0.0-0.1 Km/Km2		
0.1-1 Km/Km2		
1-5 Km/Km2		
5-10 Km/Km2		
>10Km/Km2		
<b>Distancia a carreteras</b>		
0-200m		
200-500 m		
500-1000 m		
1000-1500 m		
1500-2000 m		
>2000		
<b>Elevación</b>		
0-500 m		
500-1000 m		
1000-1500 m		
2000-2500 m		
2500-3000 m		
3000-3500 m		
>3500 m		
<b>Pendiente (grados)</b>		
0-10		
10-20		
20-30		
30-40		
>40		
<b>Densidad poblacional (Hab/Km2)</b>		
0-10(hab/Km2)		
10-25 (Hab/Km2)		
25-50 (Hab/Km2)		
50-100 (Hab/Km2)		
100-500 Hab (Hab/Km2)		
500-1000 Hab/Km2)		
>1000 Hab/Km2)		
<b>Distancia a poblados</b>		
0-200m		
200-500 m		
500-1000 m		
1000-1500 m		
1500-2000 m		
>2000		



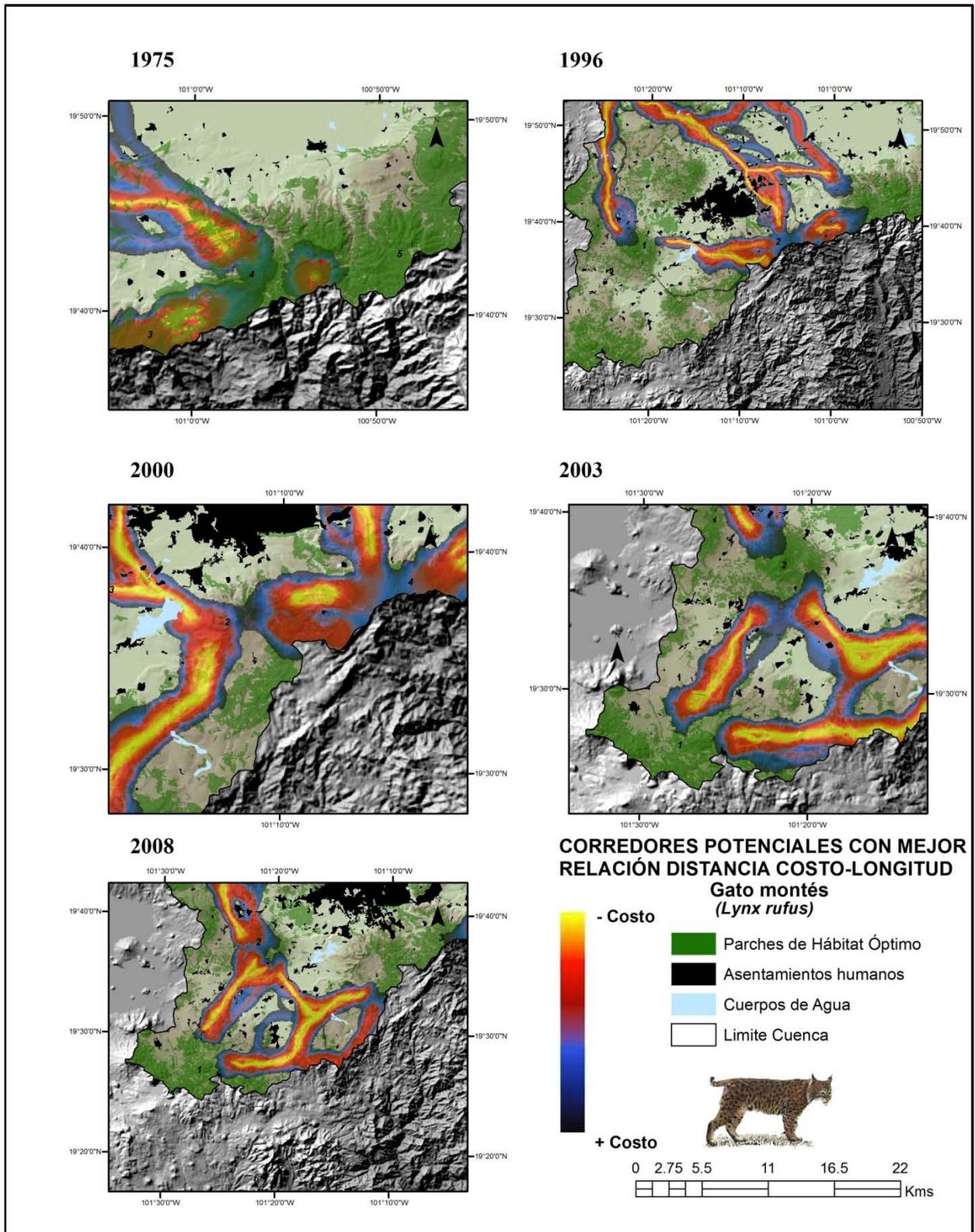
Anexo 1. Cuestionario para la valoración de la resistencia

<b>No</b>	<b>Grado</b>	<b>Nombre</b>	<b>Apellido</b>	<b>Unidad Académica</b>
1	Msc	Gabriela*	Castellanos Morales	Instituto de Ecología UNAM
2	Dr	Hugo	López	UNAL-INECOL A.C
3	Msc	Horacio*	Bárceñas	Facultad de Ciencias UNAM
4	Dr	Arturo	Hernández Huerta	INECOL A.C
5	Dr	Octavio	Monroy Vilchis	UAEM
6	Biol.	Paulo	Carvajal	CIECO
7	Dr	Juan Pablo	Gallo Reynoso	CIAD-UNIDAD GUAYMAS
8	Dr	Alejandro	Velázquez	CIGA-UNAM

**Anexo 2. Listado de los 8 investigadores que respondieron el cuestionario sobre valoración de la resistencia para las dos especies focales. \*Entrevistados en el instituto de Ecología de la UNAM y en la Facultad de Ciencias**

Característica del paisaje	<i>Lynx rufus escuinapae</i> (Gato montés mexicano)								<i>Bassariscus astutus</i> (Cacomixtle)								
	AVM	AHH	GC	HB	OMV	PC	GALL	VALOR FINAL	AVM	AHH	GC	HB	HL	OMV	PC	GALL	VALOR FINAL
<b>Tipo de Cobertura</b>																	
Asentamientos humanos	100	100	80	100	100	90	90	96	100	80	60	90	50	80	95	80	81
Pastizales Inducidos y Cultivos	60	10	60	60	80	70	20	54	40	10	70	100	50	60	80	10	52
Bosques Cerrados de Pino	10	0	0	5	0	0	0	1	10	0	0	5	0	0	20	0	3
Bosques Cerrados de Abies	20	0	0	5	0	0	0	1	20	0	20	5	0	0	5	0	5
Bosques Cerrados de Encino	20	0	0	5	60	0	0	5	30	0	0	5	0	30	5	0	7
Bosques Cerrados Mixtos	5	0	0	5	60	0	0	2	5	0	0	5	0	30	0	0	2
<b>BOSQUES CERRADOS</b>								2									4
Bosques Abiertos y Semiabiertos de Pino	30	20	0	5	80	30	0	17	40	10	0	5	20	60	70	5	23
Bosques Abiertos y Semiabiertos de Abies	40	20	0	5	90	30	0	19	50	10	20	5	20	60	50	5	26
Bosques Abiertos y Semiabiertos de Encino	10	10	0	5	60	30	0	11	20	0	0	5	20	50	50	10	18
Bosques Abiertos y Semiabiertos Mixtos	5	10	0	5	60	30	0	10	5	0	0	5	20	50	50	10	15
<b>BOSQUES ABIERTOS Y SEMIABIERTOS</b>								14									20
Matorrales	20	0	20	0	60	20	0	12	5	0	0	90	20	50	70	15	27
Plantaciones Forestales	90	30	20	10	50	60	0	34	70	20	20	60	30	40	80	10	40
Pastos halófitos	70	10	10	10	60	90	20	34	60	10	80	100	0	40	95	10	49
Vegetación acuática (Tular, Carrizal, Lirio acuático)	20	30	100	40	50	95	100	63	50	40	100	100	0	40	95	90	69
Cuerpos de Agua	100	20	100	100	50	100	100	90	100	50	100	100	80	40	100	100	88
<b>Tipo de Carretera</b>																	
Carretera pavimentada de 4 carriles	100	100	100	90	100	70	100	98	100	100	100	90	90	100	90	100	97
Carretera pavimentada de 2 carriles	90	40	60	60	80	60	80	70	90	80	50	60	80	60	80	90	75
Terracería	50	0	0	0	50	40	20	22	30	10	0	0	60	35	60	20	28
Vereda	0	0	0	0	40	20	0	4	0	0	0	0	10	20	30	5	6
Ferrocarril	0	0	0	0	20	30	0	4	0	0	20	0	10	10	40	0	7
<b>Densidad de carreteras</b>								VALOR FINAL									VALOR FINAL
0.0-0.1 Km/Km2	0	0	0	0	50	20	0	4	0	0	0	0	0	30	30	10	7
0.1-1 Km/Km2	0	10	20	20	60	40	5	19	0	10	0	0	0	40	40	10	10
1-5 Km/Km2	20	30	30	30	70	70	20	36	10	40	20	0	20	50	70	30	23
5-10 Km/Km2	50	60	60	60	80	80	50	62	30	70	30	50	50	60	90	60	53
>10Km/Km2	60	90	100	100	90	95	80	91	40	100	60	100	100	70	95	90	83
<b>Distancia a carreteras</b>								VALOR FINAL									VALOR FINAL
0-200m	60	80	30	0	100	100	100	74	40	80	70	0	30	80	100	100	67
200-500 m	50	50	0	0	95	95	90	57	30	60	40	0	0	70	90	100	48
500-1000 m	20	10	0	0	90	70	90	38	10	10	0	0	0	60	80	100	27
1000-1500 m	0	0	0	0	80	40	80	24	0	0	0	0	0	50	70	90	20
1500-2000 m	0	0	0	0	70	5	60	15	0	0	0	0	0	40	40	80	13
>2000	0	0	0	0	60	0	50	12	0	0	0	0	0	30	10	60	7
<b>Elevación</b>								VALOR FINAL									VALOR FINAL
0-500 m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
500-1000 m	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1000-1500 m	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	30	30	5
1500-2000 m	0	0	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	0	0	35	35	6
2000-2500 m	0	0	0	0	0	40	0	0	0	10	0	0	60	0	35	50	16
2500-3000 m	0	30	0	0	0	70	0	6	0	50	0	0	80	0	40	90	28
3000-3500 m	0	60	0	0	0	90	0	12	0	100	100	100	100	0	70	100	78
>3500 m	0	80	100	100	0	100	0	56	0	100	100	100	100	0	90	100	82
<b>Pendiente (grados)</b>								VALOR FINAL									VALOR FINAL
0-10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10-20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20-30	0	0	0	0	0	20	0	0	0	10	0	0	0	0	10	0	2
30-40	0	10	0	0	0	80	0	2	0	10	0	0	20	0	40	0	5
>40	0	20	20	0	0	90	0	8	0	20	0	0	30	0	70	0	8
<b>Densidad poblacional (Hab/Km2)</b>								VALOR FINAL									VALOR FINAL
0-10(hab/Km2)	0	0	10	0	40	0	0	2	0	0	0	10	0	10	0	5	3
10-25 (Hab/Km2)	10	10	40	0	50	5	20	17	0	0	20	10	0	20	10	30	12
25-50 (Hab/Km2)	40	30	50	0	60	10	30	32	10	10	40	20	0	30	20	60	22
50-100 (Hab/Km2)	50	60	100	0	70	30	60	54	20	40	100	50	20	40	70	70	48
100-500 Hab (Hab/Km2)	70	90	100	0	80	60	80	76	40	70	100	60	60	50	90	90	70
500-1000 Hab/Km2)	90	100	100	0	90	80	90	90	60	90	100	70	100	60	100	100	87
>1000 Hab/Km2)	100	100	100	20	100	100	100	100	80	100	100	80	100	70	100	100	93
<b>Distancia a poblados</b>								VALOR FINAL									VALOR FINAL
0-200m	100	100	50	10	100	90	30	74	80	80	0	10	50	80	90	50	67
200-500 m	80	80	30	5	95	80	20	58	70	60	0	10	0	70	80	30	40
500-1000 m	60	40	20	0	90	60	10	38	50	30	0	5	0	60	60	20	28
1000-1500 m	40	10	0	0	80	30	10	18	30	0	0	5	0	50	40	20	16
1500-2000 m	20	0	0	0	70	10	5	7	10	0	0	5	0	40	30	5	8
>2000	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0	0	5	0	30	0	5	2

**Anexo 3. Compilación de valores finales de resistencia**



Anexo 4. Corredores potenciales con mejor calidad para la dispersión de gato montés