

**INSTITUTO DE
ECOLOGIA, A.C.**

**DETECCIÓN DE ÁREAS POTENCIALES PARA LA
REINTRODUCCIÓN DEL LOBO MEXICANO (*Canis
lupus baileyi*) EN MÉXICO**

TESIS QUE PRESENTA LA BIÓL.
PATRICIA GUADALUPE MARTÍNEZ GUTIÉRREZ
PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRA EN CIENCIAS.

MANEJO DE FAUNA SILVESTRE






Xalapa, Veracruz, México 2007



**INSTITUTO DE
ECOLOGIA, A.C.**

Aprobación final del documento final de tesis de grado:

Detección de áreas potenciales para la reintroducción del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en México.

| | Nombre | Firma |
|-----------------|------------------------------|---|
| Director | Dr. Alberto González Romero |  |
| Co-Director | Dr. Enrique Martínez Meyer |  |
| Comité Tutorial | Dr. Jorge Servín Martínez |  |
| Jurado | Dr. Mircea G. Hidalgo Mihart |  |
| | Dr. Octavio R. Rojas Soto |  |

DECLARACIÓN

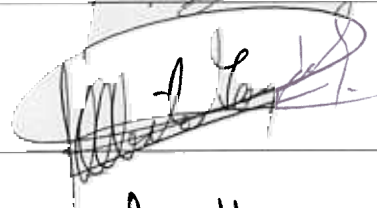
Excepto cuando es explícitamente indicado en el texto, el trabajo de investigación contenido en esta tesis fue efectuado por la Biól. Patricia Guadalupe Martínez Gutiérrez como estudiante de la carrera de Maestría en Ciencias (Manejo de Fauna Silvestre) entre septiembre de 2003 y abril del 2007, bajo la supervisión del Dr. Alberto González Romero y del Dr. Enrique Martínez Meyer.

Las investigaciones reportadas en esta tesis no han sido utilizadas anteriormente para obtener otros grados académicos, ni serán utilizadas para tales fines en el futuro.

Candidato: Biól. Patricia Guadalupe Martínez Gutiérrez



Director de tesis: Dr. Alberto González Romero



Co-Director de tesis: Dr. Enrique Martínez Meyer



Con muy sentida dedicatoria a la memoria de mis abuelos, pilares de mi existencia:

Valentina Negrín Baeza (1927-2005)

e

Ignacio Augusto Gutiérrez Canto (1928-2006)

Los amé profundamente, lo hice desde que desperté a la vida y lo seguiré haciendo hasta que se descohesionen mis átomos.

...Y de mi entrañable amigo y compañero:

Arturo Marek Guevara Tacach (1976-2006)

Jamás olvidaré tu sonrisa, tus ojos, tu dulzura, Chamela, y todo lo que compartimos.

AGRADECIMIENTOS

A mi *tercia de ases*: Dr. Enrique Martínez Meyer, Dr. Jorge I. Servín Martínez y Dr. Alberto González Romero, porque además de ser mis guías durante el desarrollo de este proyecto fueron mis amigos, mi apoyo, mis cómplices, mis confidentes, mis consejeros espirituales y mis maestros de vida. Mil gracias por haberme permitido conocerlos mucho más allá del plano académico, de cada uno de ustedes me llevo enseñanzas de esas que son para toda la vida. Los quiero y admiro muchísimo.

A los Dres. Mircea G. Hidalgo Mihart y Octavio R. Rojas Soto porque con sus comentarios enriquecieron mi trabajo.

Al Subcomité Técnico Consultivo Nacional para la Recuperación del Lobo Mexicano por invitarme a participar en algunas de sus reuniones.

Agradezco también a quienes amablemente me proporcionaron sus bases de datos antes de ser publicadas o me suministraron información de acceso restringido: Oswaldo Téllez Valdéz (datos bioclimáticos de México), Jorge I. Servín Martínez y su equipo de trabajo de campo (registros históricos de lobo en Durango - entrevistas de campo), Raúl Jiménez Rosenberg (vegetación primaria de México).

A Enrique Martínez Meyer por facilitarme toda la infraestructura necesaria para la elaboración de esta tesis.

A CONACYT por otorgarme la beca número 179263, gracias a la cual me fue posible estudiar la Maestría.

Con especial énfasis quiero agradecer al M. C. Sergio De Haro Guijarro por haberme acompañado en esta aventura y por haberme brindado todo el amor, paciencia, comprensión y

apoyo necesarios para sortear los obstáculos que se presentaron. Definitivamente esta historia no sería la misma sin ti... yo no sería la misma sin ti.

A mis padres: Norma Gutiérrez Negrín y Rogelio Martínez Maldonado por su constante apoyo moral y económico. Los amo. No se preocupen, ahora sí ya los voy a jubilar.

A Jess (mi hermana mayor) y a Paty (mi tía preferida) por haberme ayudado económicamente cuando más lo necesitaba. Espero que llegue el día en que pueda ayudar a alguien con la dedicación y el desinterés con el que ustedes lo han hecho por mí.

A mis amigas del alma: Karla Ocegüera, Tania Sánchez, Carolina Palacios y Erin Fernández por haber estado presentes cada vez que las necesité durante la elaboración de esta tesis, y en general durante todos los momentos importantes de mi vida. No tienen idea de lo mucho que significan para mí.

Al Laboratorio de Análisis Espaciales del Instituto de Biología de la UNAM: El Gran Sensei (Enrique Martínez Meyer), Walter Mercado (Daniel), La Chaparrita (Elizabeth), Viviana (Claudia), Angie (Angélica), Madame Sasú (Constantino), Nadia, Lety, Yamile (y su pequeña Ana María), Pilar, La Secre (Cesáreo), Baruch y Vero. Gracias por todas nuestras discusiones (que unas veces me sacaron de dudas y otras me las acrecentaron), la compañía en las *eternas horas* frente a la computadora, las tardes de guitarra, las canciones desafinadas, las charlas, los mezcales, las locuras, las chelas, y tantas carcajadas.

Gracias también a Normita Corona de LaVida (Laboratorio de Visualización de Datos - INECOL) por ayudarme pacientemente cuando empezaba a trabajar con ArcView y en la impresión de la tesis. A Julio por arreglarme la computadora infinidad de veces sin cobrarme ni un solo centavo. A Miguel Ángel Salinas por nuestras discusiones sobre el funcionamiento de las ANP's. A Selene Rangel por prestarme su computadora para que pudiera terminar de escribir.

A mis compañeros de la Maestría en Manejo de Fauna Silvestre (penúltima generación): Aidexe, Bety-Bu, Elalecs, Monta, Víctor, Erpecao, Keny, Ale y Rosy. Gracias por compartir

conmigo las aventuras y vicisitudes de volver a ser estudiantes. Fue muy divertido y enriquecedor el haberlos conocido. Los extraño.

A toda la gente que conocí en Xalapa y que de una u otra forma contribuyó para que pudiera llevar a término este proceso. Especialmente a Juan Pablo (Sherpa), Nicolalde, Víctor, Yashua, Romeo, Alejandra (la argentina), Areli, Cinthya (la boliviana), Lis, Mircea, Toña (y sus 3 hijas), Joaquín, Lala, Jorge, Lili, Dánae y Pablo Carrillo.

ÍNDICE

| | |
|--|----|
| LISTA DE CUADROS | 11 |
| LISTA DE FIGURAS | 12 |
| RESUMEN | 19 |
| ABSTRACT | 20 |
| I. INTRODUCCIÓN | 21 |
| II. ANTECEDENTES | 26 |
| 2.1 Historia, situación actual y estudios previos..... | 26 |
| 2.2 Importancia de la reintroducción de lobos..... | 37 |
| 2.3 Factores espaciales a considerar para la elección de áreas..... | 40 |
| 2.3.1 <i>Hábitat</i> | 40 |
| 2.3.2 <i>Ámbito hogareño y distancia de dispersión</i> | 41 |
| 2.3.3 <i>Factores antropogénicos</i> | 42 |
| III. OBJETIVOS | 44 |
| 3.1 Objetivo general..... | 44 |
| 3.2 Objetivos particulares..... | 44 |
| IV. MATERIALES Y MÉTODOS | 45 |
| 4.1 Distribución histórica..... | 45 |
| 4.2 Análisis espacial del hábitat y de factores antropogénicos..... | 49 |
| 4.2.1 <i>Análisis espacial del hábitat y sus valores de calidad</i> | 49 |
| 4.2.2 <i>Análisis espacial de vías de transporte y sus valores de riesgo</i> | 50 |
| 4.2.3 <i>Análisis espacial de poblados y sus valores de riesgo</i> | 52 |
| 4.2.4 <i>Análisis espacial de riesgo por presencia humana</i> | 54 |
| 4.3 Detección de áreas viables para la liberación..... | 54 |
| 4.4 Área de la distribución histórica que no se perderá debido al cambio climático..... | 55 |
| 4.5 Detección de áreas viables para la liberación al considerar el cambio climático..... | 56 |
| V. RESULTADOS | 58 |
| 5.1 Distribución histórica..... | 58 |
| 5.2 Análisis espacial del hábitat y de factores antropogénicos..... | 59 |

| | |
|---|------------|
| 5.2.1 <i>Análisis espacial del hábitat y sus valores de calidad</i> | 59 |
| 5.2.2 <i>Análisis espacial de vías de transporte y sus valores de riesgo</i> | 61 |
| 5.2.3 <i>Análisis espacial de poblados y sus valores de riesgo</i> | 61 |
| 5.2.4 <i>Análisis espacial de riesgo por presencia humana</i> | 62 |
| 5.3 Detección de áreas viables para la liberación..... | 62 |
| 5.4 Área de la distribución histórica que no se perderá debido al cambio climático..... | 66 |
| 5.5 Detección de áreas viables para la liberación al considerar el cambio climático..... | 66 |
| VI. DISCUSIÓN Y ÁREAS RECOMENDADAS PARA LA REINTRODUCCIÓN | 96 |
| 6.1 Distribución histórica mediante el modelado de nicho (GARP)..... | 96 |
| 6.2 Análisis espacial del hábitat y de factores antropogénicos..... | 97 |
| 6.3 Detección de áreas viables para la liberación sin considerar el cambio climático..... | 101 |
| 6.4 Área de distribución histórica estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático y áreas viables para la liberación al considerar este factor..... | 109 |
| 6.5 Comparación con estudios previos y recomendaciones..... | 110 |
| VII. CONCLUSIONES | 130 |
| VIII. LITERATURA CITADA | 132 |

LISTA DE CUADROS

| | | |
|------------------|---|----|
| Cuadro 1. | Estudios realizados para identificar áreas apropiadas para la futura reintroducción del lobo mexicano (<i>Canis lupus baileyi</i>) en México..... | 28 |
| Cuadro 2. | Distancias de riesgo para el lobo gris en México establecidas a cada lado de las vías de transporte y valores de riesgo en función de su cercanía.... | 52 |
| Cuadro 3. | Distancias de riesgo para el lobo gris en México establecidas alrededor de poblados y valores de riesgo en función de su cercanía..... | 53 |
| Cuadro 4. | Selección de hábitat del lobo gris en México. Análisis realizado con base en la vegetación primaria (Intervalos de confianza de Bonferroni)..... | 59 |
| Cuadro 5. | Valores de calidad de hábitat adecuado para el lobo gris en México en la actualidad..... | 60 |

LISTA DE FIGURAS

| | | |
|-------------------|---|----|
| Figura 1. | Tomado de Araiza 2001. Considera las áreas 3 y 4 como las más adecuadas para reintroducir lobos en México con base en los elementos presentados en el Cuadro 1..... | 32 |
| Figura 2. | Tomado de Servín et al. 2003. En verde muestra la distribución histórica del lobo en México a través del modelado de su nicho (GARP), y en rojo las áreas adecuadas para su reintroducción con base en los elementos presentados en el Cuadro 1..... | 33 |
| Figura 3. | Tomado de Carroll et al. 2004. Considera las áreas D y T (en rojo) como las más adecuadas para la reintroducción de lobos en México con base en los elementos presentados en el Cuadro 1..... | 34 |
| Figura 4. | Tomado de Sánchez y Guevara 2006. Considera Maderas del Carmen y Sierra Plegada como las zonas más adecuadas para reintroducir lobos en México con base en los elementos presentados en el Cuadro 1. En azul se muestran las Áreas Naturales Protegidas Federales y Estatales..... | 35 |
| Figura 5. | Tomado de Martínez-Meyer et al. 2006. En gris claro se muestra el área habitable para el lobo en el presente, en negro el área estable a largo plazo en función del cambio climático, y en gris oscuro el área no habitable en el presente pero sí en el futuro. En el cuadro pequeño (como puntos negros) se presentan las 8 áreas consideradas como las más adecuadas para la reintroducción de lobos en México con base en los elementos presentados en el Cuadro 1..... | 36 |
| Figura 6. | Registros y distribución histórica del lobo gris en México obtenida a través del modelado de su nicho ecológico..... | 71 |
| Figura 7a. | Ubicación actual del hábitat adecuado para el lobo gris dentro su distribución histórica en México..... | 72 |
| Figura 7b. | Valores de calidad de hábitat adecuado actualmente para el lobo gris en México. Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5..... | 73 |

| | | |
|--------------------|---|----|
| Figura 8. | Área de riesgo (valor del 2 al 4) contrastada con el área sin riesgo (valor 1) por vías de transporte en la sobrevivencia del lobo gris dentro de su distribución histórica en México. Las distancias de riesgo establecidas aparecen en el Cuadro 2..... | 74 |
| Figura 9. | Área de riesgo (valor del 2 al 4) contrastada con el área sin riesgo (valor 1) por poblados en la sobrevivencia del lobo gris dentro de su distribución histórica en México. Las distancias de riesgo establecidas aparecen en el Cuadro 3..... | 75 |
| Figura 10. | Área de riesgo (valor del 2 al 4) contrastada con el área sin riesgo (valor 1) por presencia humana (poblados y vías de transporte) en la sobrevivencia del lobo gris dentro de su distribución histórica en México..... | 76 |
| Figura 11. | Fragmentos de hábitat continuo (valores de calidad 1 a 6) del lobo gris en México mayores de 5,000 km ² presentes en la actualidad..... | 77 |
| Figura 12. | Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño)..... | 78 |
| Figura 13a. | Parches con la más alta calidad de hábitat (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño)..... | 79 |
| Figura 13b. | Parches con alta calidad de hábitat (valor 2) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño)..... | 80 |
| Figura 13c. | Parches con la más baja calidad de hábitat (valor 6) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño)..... | 81 |
| Figura 14a. | Parches con la más alta calidad de hábitat (valor 1) y sin riesgo por presencia humana (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño)..... | 82 |
| Figura 14b. | Parches con alta calidad de hábitat (valor 2) y sin riesgo por presencia humana (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño)..... | 83 |

| | | |
|--------------------|---|----|
| Figura 14c. | Parches con mediana calidad de hábitat (valor 3) y sin riesgo por presencia humana (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño)..... | 84 |
| Figura 15. | Área de distribución histórica del lobo gris en México que permanecerá estable en el futuro (2050) ante los efectos del cambio climático contrastada con toda el área de su distribución histórica..... | 85 |
| Figura 16a. | Hábitat adecuado actualmente para el lobo gris en México en el área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático contrastado con todo el hábitat adecuado en la actualidad..... | 86 |
| Figura 16b. | Valores de calidad de hábitat adecuado actualmente para el lobo gris en México en el área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático. Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5..... | 87 |
| Figura 17. | Fragmentos de hábitat continuo (valores de calidad 1 a 6) del lobo gris en México mayores de 5,000 km ² presentes en la actualidad y que se encuentran dentro del área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático..... | 88 |
| Figura 18. | Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño) y que se encuentra dentro del área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático..... | 89 |
| Figura 19a. | Parches con la más alta calidad de hábitat (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño) y que se encuentra dentro del área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático..... | 90 |
| Figura 19b. | Parches con alta calidad de hábitat (valor 2) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño) y que se encuentra dentro del área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático..... | 91 |
| Figura 19c. | Parches con la más baja calidad de hábitat (valor 6) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías | |

| | | |
|--------------------|--|-----|
| | establecidas en función del tamaño) y que se encuentra dentro del área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático..... | 92 |
| Figura 20a. | Parches con la más alta calidad de hábitat (valor 1) y sin riesgo por presencia humana (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño) y que se encuentra dentro del área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático..... | 93 |
| Figura 20b. | Parches con alta calidad de hábitat (valor 2) y sin riesgo por presencia humana (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño) y que se encuentra dentro del área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático..... | 94 |
| Figura 20c. | Parches con mediana calidad de hábitat (valor 3) y sin riesgo por presencia humana (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño) y que se encuentra dentro del área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático..... | 95 |
| Figura 21. | Sectores apropiados para la reintroducción del lobo gris en México con base en el área sin riesgo por presencia humana en el fragmento más grande de hábitat continuo presente en la actualidad..... | 113 |
| Figura 22a. | Sector de reintroducción 1 del lobo gris en México: Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) (categorías establecidas en función del tamaño). Municipios de Chihuahua: Casas Grandes (C. G.), Ignacio Zaragoza (I. Z.), Buenaventura (B.), Madera y Namiquipa (N.). Municipios de Sonora: Bacerac (BA.), Huachinera (H.) y Nácori Chico (N. CH.). Reserva Forestal Nacional y Refugio de la Fauna Silvestre de Campo Verde (1,080.67 km ²) (CONANP 2007)..... | 114 |
| Figura 22b. | Sector de reintroducción 1 del lobo gris en México: Valores de calidad de hábitat. Municipios de Chihuahua: Casas Grandes (C. G.), Ignacio Zaragoza (I. Z.), Buenaventura (B.), Madera y Namiquipa (N.). Municipios de Sonora: Bacerac (BA.), Huachinera (H.) y Nácori Chico (N. CH.). Reserva Forestal Nacional y | |

| | | |
|--------------------|---|-----|
| | Refugio de la Fauna Silvestre de Campo Verde (1,080.67 km ²) (CONANP 2007). Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5..... | 115 |
| Figura 23a. | Sector de reintroducción 1 del lobo gris en México: Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) (categorías establecidas en función del tamaño). Municipios de Chihuahua: Janos, Casas Grandes (C. G.) y Madera. Municipios de Sonora: Agua Prieta, Bavispe (BAV.), Bacerac (BA.), Huachinera (H.) y Nácori Chico (N. CH.)..... | 116 |
| Figura 23b. | Sector de reintroducción 1 del lobo gris en México: Valores de calidad de hábitat. Municipios de Chihuahua: Janos, Casas Grandes (C. G.) y Madera. Municipios de Sonora: Agua Prieta, Bavispe (BAV.), Bacerac (BA.), Huachinera (H.) y Nácori Chico (N. CH.). Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5..... | 117 |
| Figura 24a | Sector de reintroducción 1 del lobo gris en México: Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) (categorías establecidas en función del tamaño). Municipios de Chihuahua: Madera, Temósachi (T.), Matachi (MA.), Guerrero (G.), Ocampo (O.) y Moris (MO.). Municipios de Sonora: Sahuaripa (S.) y Yecora (Y.). Reserva Forestal Nacional y Refugio de la Fauna Silvestre de Tutuaca (3,634.40 km ²) (CONANP 2007)..... | 118 |
| Figura 24b | Sector de reintroducción 1 del lobo gris en México: Valores de calidad de hábitat. Municipios de Chihuahua: Madera, Temósachi (T.), Matachi (MA.), Guerrero (G.), Ocampo (O.) y Moris (MO.). Municipios de Sonora: Sahuaripa (S.) y Yecora (Y.). Reserva Forestal Nacional y Refugio de la Fauna Silvestre de Tutuaca (3,634.40 km ²) (CONANP 2007). Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5..... | 119 |
| Figura 25a. | Sector de reintroducción 2 del lobo gris en México: Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) (categorías establecidas en función del tamaño). Municipios de Durango: Tepehuanes, Topia (T.), Canelas (C.), Santiago Papasquiari, Otáez (O.), San Dimas (S. D.), Hidalgo (H.) y Mapimí (M.)..... | 120 |
| Figura 25b. | Sector de reintroducción 2 del lobo gris en México: Valores de calidad de hábitat. Municipios de Durango: Tepehuanes, Topia (T.), Canelas (C.), Santiago | |

| | | |
|--------------------|---|-----|
| | Papasquiario, Otáez (O.), San Dimas (S. D.), Hidalgo (H.) y Mapimí (M.). Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5..... | 121 |
| Figura 26a. | Sector de reintroducción 2 del lobo gris en México: Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) (categorías establecidas en función del tamaño). Municipios de Durango: Súcil (S) y Mezquital (M. E.). Municipios de Zacatecas: Chalchihuites (CH.), Jiménez de Teúl (J. T.) y Valparaíso (V.). Zona Protectora Forestal CADR 43 (15,193.85 km ²) (CONANP 2007)..... | 122 |
| Figura 26b. | Sector de reintroducción 2 del lobo gris en México: Valores de calidad de hábitat. Municipios de Durango: Súcil (S) y Mezquital (M. E.). Municipios de Zacatecas: Chalchihuites (CH.), Jiménez de Teúl (J. T.) y Valparaíso (V.). Zona Protectora Forestal CADR 43 (15,193.85 km ²) (CONANP 2007). Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5..... | 123 |
| Figura 27. | Áreas Naturales Protegidas (CONANP 2007) presentes en el sector de reintroducción 1 del lobo gris en México. Reserva Forestal Nacional y Refugio de la Fauna Silvestre: Campo Verde (1,080.67 km ²), Tutuaca (3,634.40 km ²) y Papigochic (2,436.38 km ²). Parque Nacional: Cascada de Bassaseachic (59.10 km ²) y Cumbres de Majalca (48.00 km ²). Municipios de Chihuahua: Janos, Casas Grandes (C. G.) y Madera. Municipios de Sonora: Agua Prieta (A. P.), Bavispe (BAV.), Bacerac (BA.), Huachinera (H.) y Nácori Chico (N. CH.)..... | 124 |
| Figura 28. | Áreas Naturales Protegidas (CONANP 2007) presentes en el sector de reintroducción 2 del lobo gris en México. Zona de Protección Forestal y Reserva Integral de la Biosfera: La Michilía (94.21 km ²). Zona Protectora Forestal: CADR 43 (15,193.85 km ²) y CADR 01 (976.99 km ²). Municipios de Durango: Súcil (S.) y Mezquital (ME.). Municipios de Zacatecas: Chalchihuites (CH.), Jiménez de Teúl (J. T.) y Valparaíso (V.)..... | 125 |
| Figura 29a. | Sector de reintroducción 1 del lobo gris en México bajo el escenario que considera el área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático: Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) (categorías establecidas en función del tamaño). Municipios de Chihuahua: Janos, Casas Grandes (C. G.), Ignacio | |

| | | |
|--------------------|--|-----|
| | Zaragoza (I. Z.), Buenaventura (B.), Madera y Namiquipa (N.). Municipios de Sonora: Agua Prieta, Bavispe (BAV.), Bacerac (BA.), Huachinera (H.) y Nácori Chico (N. CH.)..... | 126 |
| Figura 29b. | Sector de reintroducción 1 del lobo gris en México bajo el escenario que considera el área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático: Valores de calidad de hábitat. Municipios de Chihuahua: Janos, Casas Grandes (C. G.), Ignacio Zaragoza (I. Z.), Buenaventura (B.), Madera y Namiquipa (N.). Municipios de Sonora: Agua Prieta, Bavispe (BAV.), Bacerac (BA.), Huachinera (H.) y Nácori Chico (N. CH.). Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5..... | 127 |
| Figura 30a. | Sector de reintroducción 2 del lobo gris en México bajo el escenario que considera el área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático: Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) (categorías establecidas en función del tamaño). Municipios de Durango: Tepehuanes, Topia (T.), Canelas (C.), Santiago Papasquiario, Otáez (O.), San Dimas (S. D.), Hidalgo (H.), Mapimí (M.), Súcil (S) y Mezquital (M. E.). Municipios de Zacatecas: Chalchihuites (CH.), Jiménez de Teúl (J. T.), Valparaíso (V.)..... | 128 |
| Figura 30b. | Sector de reintroducción 2 del lobo gris en México bajo el escenario que considera el área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático: Valores de calidad de hábitat. Municipios de Durango: Tepehuanes, Topia (T.), Canelas (C.), Santiago Papasquiario, Otáez (O.), San Dimas (S. D.), Hidalgo (H.), Mapimí (M.), Súcil (S) y Mezquital (M. E.). Municipios de Zacatecas: Chalchihuites (CH.), Jiménez de Teúl (J. T.), Valparaíso (V.). Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5..... | 129 |

RESUMEN

El lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) es genética y morfológicamente la subespecie más distinta de lobo gris en América. Se distribuía en México y el suroeste de Estados Unidos, pero fue exterminado por depredar ganado doméstico y en México actualmente se considera extinto en estado silvestre. Su reintroducción ya se ha efectuado en Estados Unidos pero en México todavía está pendiente, por lo que el objetivo de este estudio fue determinar áreas potenciales para la reintroducción del lobo en México. Esto fue hecho a través de análisis espaciales y tomando como base dos criterios alternos: a) el área de distribución histórica del lobo en el país, y b) el área de distribución histórica estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático. Para el primer caso, primeramente se modeló el nicho ecológico mediante el algoritmo genético GARP para después aproximar la distribución histórica. Usando el SIG ArcView 3.2, se identificaron las zonas con hábitat adecuado en la actualidad y se les asignó un valor de calidad. Además, se generó un gradiente de riesgo en función de la distancia a vías de transporte y a poblados. Posteriormente, se identificó el fragmento de hábitat continuo más grande por medio del Programa FragStats 3.3 y se ubicaron los parches más apropiados para la reintroducción en función de una alta calidad de hábitat y un riesgo nulo por presencia humana. Para el segundo caso, se generaron nuevos modelos de nicho ecológico a través del GARP proyectados a las simulaciones climáticas que hay para el año 2050 (empleando el modelo de circulación general SRES A2 HadCM3), para después extraer el área de distribución futura que coincide con el área de distribución histórica, tal área se consideró como la “distribución histórica estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático”. Dentro de esta área, se identificó el hábitat adecuado en la actualidad y se buscaron los parches más apropiados siguiendo el procedimiento descrito en el primer caso. Los resultados indicaron que el fragmento de hábitat continuo más extenso en la actualidad se localiza en la Sierra Madre Occidental, pero con una zona de riesgo que lo divide en 2 sectores apropiados para la reintroducción: (1) El centro-norte de Chihuahua-Sonora; y (2) Durango-Zacatecas. La zona de riesgo que los separa presenta valores de alta calidad de hábitat y pequeños parches sin riesgo que podrían funcionar como conectores. Si se considera la proyección de cambio climático, no es recomendable realizar liberaciones en los extremos norte y sur del fragmento porque se espera que para el año 2050 esas zonas ya no sean aptas para la distribución de lobos.

ABSTRACT

The Mexican wolf is genetically and morphologically the most distinct subspecies of gray wolf in America. Historically, it was distributed throughout Mexico and in the southwestern portion of the United States (U.S.); however it was exterminated because of cattle depredation issues and, in Mexico is considered extinct in the wild. It was reintroduced in U.S., but has not yet been in Mexico. The objective of this study, therefore, was to determine potential reintroduction areas in Mexico. This was done through spatial analysis by considering two alternative criteria: a) the historical geographic range of the Mexican wolf in Mexico, and b) the historical geographic range that is expected to be climatically stable in the long-term after taking into account the effects of climate change. For the first case, the ecological niche of the Mexican wolf was modeled using the genetic algorithm GARP, and then its historical geographic range was approximated. Using GIS ArcView 3.2, current areas with suitable habitat were identified and values of suitability were given to them. In addition, a gradient of risk according to the distance to transport lines and human settlements was generated. Subsequently, the largest fragment of continuous habitat was identified through FragStats 3.3 and the most suitable patches for reintroduction were located according to high habitat suitability and no risk of human presence. For the second case, new models of ecological niche were generated by GARP and were projected to climatic simulations available for year 2050 (using the general circulation model SRES A2 HadCM3). Subsequently, the area of future distribution that matched with the area of historical distribution was extracted, and was considered the “historical distribution that is expected to be climatically stable in the long-term after taking into account the effects of climate change”. Within this area, the current suitable habitat was identified and the most suitable patches were found following the procedure described in the first case. The results indicated that the current largest fragment of continuous habitat is located in the Sierra Madre Occidental, but with a zone of human risk which divides it in two suitable sectors for reintroduction: (1) the north central area of Chihuahua-Sonora; and (2) Durango-Zacatecas. The zone of risk which separates them has values of high habitat suitability and additionally contains small patches with no risk that could function as connectors. If the climate change projection is taken into consideration, the northern and southern ends of the fragment are not recommended for wolf releases because it is expected that by 2050 these areas will not be suitable for wolves.

I. INTRODUCCIÓN

La distribución histórica del lobo gris (*Canis lupus*) se enmarcaba dentro del hemisferio norte, en la región comprendida entre los 20° de latitud norte (centro de México y de India) y el Polo Norte. Se encontraba presente en una gran variedad de hábitat, excepto en los desiertos y en la cima de altas montañas (Mech 1974). Su enorme área de distribución era la más extensa de todos los mamíferos terrestres (Boitani 2003), no obstante, siglos de persecución provocaron una de las más grandes disminuciones en la distribución geográfica de una especie en tiempos modernos (Wilcove 1987).

A lo largo de la historia, el ser humano ha perseguido y cazado a los lobos principalmente porque su piel cálida y duradera ha sido utilizada para hacer ropa de abrigo en algunas regiones; porque ocasiona que la gente tema por su seguridad personal, ya que es un animal grande y agresivo; y porque puede llegar a depredar ganado doméstico. Siendo ésta última, la razón principal de la repulsión que se le tiene al lobo y de la incansable persecución humana que se produjo en su contra (Paradiso y Nowak 1987). México y el suroeste de Estados Unidos no fueron la excepción; la variante geográfica del lobo gris identificada como *Canis lupus baileyi* o lobo mexicano fue exterminada por interferir con los intereses de los ganaderos. Ante esta problemática, en 1998 se inició el proceso de reintroducción del lobo mexicano en Estados Unidos, pero en México éste todavía no se lleva a cabo.

La relevancia de conservar lo que tradicionalmente se conoce como subespecies, radica en la importancia de preservar las variantes genéticas y morfológicas dentro de las especies. Con respecto a los lobos, las diferencias morfológicas son evidentes a través de su distribución geográfica, posiblemente debido a que representan adaptaciones específicas a regiones determinadas, ya que tales regiones varían en cuanto al clima, al tamaño de presas, etc. (e.g. Schmitz y Lavigne 1987, Muray y Lariviere 2002). Sin embargo, Wayne et al. (1995) encontraron que el flujo génico entre las poblaciones de lobos de Norteamérica es alto y la diferenciación genética entre las poblaciones es baja. Salvo una rara secuencia de un genotipo encontrado exclusivamente en el lobo mexicano (W14), el cual coincide con un aislamiento

geográfico. Es decir, con excepción del lobo mexicano, los grupos genéticos correspondientes a subdivisiones geográficas o topográficas, no son aparentes. Por tal motivo, el lobo mexicano no debería de entrecruzarse con lobos de otros lugares, dado que genéticamente es la subespecie más distinta de lobo gris en América (García-Moreno et al. 1996). Morfológicamente es la subespecie más pequeña y además representa el extremo más meridional de distribución de la especie en el continente americano (Goldman 1944).

Ahora bien, la reintroducción se define como la translocación de animales (de cualquier origen) que son liberados dentro de su distribución geográfica original, generalmente donde las poblaciones han declinado significativamente o donde han desaparecido, debido a catástrofes naturales o a la interferencia humana (Kleiman 1989). Una de las etapas fundamentales para efectuar la reintroducción de una especie a su entorno silvestre consiste en la determinación de las áreas de liberación, para lo cual se debe considerar la distribución histórica de la especie y la disponibilidad de hábitat adecuado (Kleiman 1989).

Un método reciente y muy efectivo para estimar la distribución geográfica de las condiciones favorables para la especie a reintroducir consiste en modelar su nicho ecológico (Guisan y Thuiller 2005, Martínez-Meyer et al. 2006), el cual se define como el conjunto de condiciones ambientales dentro de las cuales las poblaciones de una especie pueden sobrevivir indefinidamente sin necesidad de inmigración (Hutchinson 1957). El modelado de nicho ecológico es particularmente útil cuando se trabaja con especies sobre las que se tiene muy poca información, o bien cuando es necesario ser muy precisos en cuanto a su distribución, como es el caso de la reintroducción del lobo mexicano.

Por otro lado, se sabe que el clima es una fuerza de selección natural muy poderosa que dirige la distribución de las especies (Johnston y Schmitz 1997) y que en la actualidad está cambiando rápidamente, lo cual tiene o puede tener consecuencias sobre la presencia de las especies (Parmesan 1996, Peterson et al. 2002a). Si la reintroducción se concibe como el inicio de un proceso de largo plazo (el reestablecimiento de poblaciones silvestres), resulta conveniente estimar los posibles efectos que el cambio climático puede tener en la distribución histórica del lobo mexicano para elegir las áreas de liberación.

El cambio climático ha sido definido como cualquier cambio en el clima a lo largo del tiempo, ya sea debido a variabilidad natural o como resultado de las actividades humanas. El promedio de temperatura de la superficie global se ha incrementado desde 1861 (IPCC 2001) y durante el siglo 20, el más caliente de los 5 siglos pasados (Huang et al. 2000), dicho incremento fue de 0.6° C (IPCC 2001), siendo mayor en el hemisferio norte que en el sur (Huang et al. 2000). Debido a que el calentamiento global está directamente relacionado con las actividades humanas (Stott et al. 2000, IPCC 2001), es necesario considerar seriamente los posibles efectos del cambio climático en los esfuerzos actuales y futuros en biología de la conservación (Sanz 2002).

A partir de los episodios de calentamiento global ocurridos en el pasado, Barnosky et al. (2003) sugirieron que en términos de la respuesta biótica de los mamíferos, el lapso de tiempo durante el cual se incrementa la temperatura y la duración total del episodio caliente parecen ser importantes. Es decir, mientras más grande sea la magnitud del calentamiento inicial y mientras más tiempo persista el episodio de calentamiento, mayor es el cambio biótico que se acumula. Durante los primeros 100 años los individuos presentan cambios morfológicos en respuesta a las variaciones que sufre su ambiente en cuanto a factores nutricionales u otros factores ecofenotípicos. Al mismo tiempo, cambia la abundancia relativa de la especie y se presentan ligeros cambios en su distribución geográfica, a medida que las poblaciones se expanden y se contraen. También pueden ocurrir cambios genéticos a nivel poblacional debido a los efectos resultantes del flujo génico y el tamaño poblacional. Se espera que dentro de las próximas décadas la tasa de cambio de la temperatura global exceda la norma observada a lo largo de la historia de los mamíferos (aún si se considera el tamaño del intervalo medido), lo que posiblemente desencadenaría una extinción de especies y un cambio drástico en sus distribuciones geográficas, esto a su vez generaría composiciones taxonómicas muy diferentes a las que existen ahora en una localidad determinada (Barnosky et al. 2003).

En el caso específico de los lobos, se ha demostrado que a pesar de ser animales de enorme movilidad, el clima es un elemento importante que representa una barrera para su dispersión, pues éste se asocia con la distancia genética de las poblaciones de lobos de Norteamérica (Geffen et al. 2004). En el Ártico se ha observado que el cambio climático global

afecta a los lobos actuando a través de 3 niveles tróficos (vegetación-herbívoros-lobos), ya que como resultado de una disminución en la disponibilidad de alimento vegetal la abundancia de presas se reduce, y en consecuencia también lo hace la productividad de los lobos (Mech 2004).

Por otro lado, es bien sabido que el lobo mexicano se extinguió por causas humanas, de modo que la viabilidad de la reintroducción estará en función del riesgo que corren los lobos al encontrarse con los humanos, lo cual hace indispensable la inclusión de este factor en el análisis espacial (Thurber et al. 1994, Mladenoff et al. 1995, Mladenoff y Sickley 1998, Mech et al. 1988, Theuerkauf et al. 2003a, Jedrzejewski et al. 2004). De hecho, se ha criticado mucho la selección de sitios que se realizó en Estados Unidos para la reintroducción de 1998, ya que el que no se hayan considerado los elementos antropogénicos suficientes en cierta medida pudo haber inducido la matanza de lobos que sobrevino (Holaday 2003). Por este motivo se sugirió que las futuras liberaciones de lobo mexicano se efectuaran en áreas remotas con el menor contacto humano posible (Holaday 2003).

Ahora bien, se conocen 5 estudios con el propósito de determinar las áreas apropiadas para la reintroducción del lobo mexicano en México (Araiza 2001, Servín et al. 2003, Carroll et al. 2004, Martínez-Meyer et al. 2006, Sánchez y Guevara 2006) (Cuadro 1), de los cuales 3 se concentran en ciertas regiones, y los otros 2 utilizan el modelado de nicho ecológico para aproximar la distribución histórica y a partir de ésta buscar las áreas adecuadas (Servín et al. 2003 y Martínez-Meyer et al. 2006), es decir, realizan el análisis para todo México. Sin embargo, en estos 2 estudios el enfoque fue más demostrativo que de aplicación, por lo que para el modelado de nicho ecológico utilizaron muy pocos puntos de registro y una base de datos a nivel mundial que no fue desarrollada especialmente para México.

En relación a los criterios de selección empleados para determinar las áreas de reintroducción (Cuadro 1), se tiene que los estudios que usan la distancia a caminos y a poblados como medida de riesgo (salvo el de Araiza 2001 y únicamente para los poblados) no hacen diferenciación alguna con respecto al impacto que ejercen según su tipo y tamaño, así como tampoco consideran otros tipos de vías de transporte aparte de carreteras pavimentadas y terracerías. Además, no mencionan en qué se basan para establecer las distancias de riesgo. Del

mismo modo, los estudios que usan la densidad de caminos como medida de riesgo (Cuadro 1), no distinguen entre los distintos tipos de vías de transporte y no coinciden en el umbral de densidad que establecen como adecuado para la presencia de lobos, así como tampoco concuerdan en el umbral de densidad de humanos que utilizan. Por otra parte, los trabajos realizados no coinciden completamente entre sí en cuanto a la definición de los tipos de hábitat adecuado para el lobo mexicano, ni tampoco consideran como un criterio de selección el estado de conservación en el que éstos se encuentran. Y únicamente el de Martínez-Meyer et al. (2006) toma en cuenta el cambio climático (a través del modelado de nicho ecológico) como criterio de selección de áreas. Debido a lo anterior, el presente estudio surge ante la necesidad de cubrir aspectos que han quedado pendientes en investigaciones previas y al mismo tiempo de fortalecer los que ya han sido abordados.

En síntesis, la selección de las áreas de liberación es una fase muy importante y compleja de todo proceso de reintroducción, porque para que la especie tenga mayores probabilidades de sobrevivencia es necesario conciliar en la misma zona una serie de factores biológicos y sociales que generalmente están contrapuestos. Por ello, es de suma importancia tener en consideración la mayor cantidad posible de elementos antes de tomar cualquier decisión de manejo. Sin embargo, esto es muy complicado en el caso del lobo mexicano, ya que fue exterminado antes de que se condujeran estudios científicos sobre su historia natural, y los datos existentes se limitan a las notas de los tramperos, que son poco confiables debido a que se basan en animales perseguidos y sujetos a mucha presión (Brown 1992). Por tales motivos, en este estudio se pretende utilizar el modelado de nicho ecológico para determinar la distribución histórica del lobo mexicano; identificar y conjuntar las áreas de hábitat adecuado en la actualidad con elementos antropogénicos de riesgo; y ubicar áreas de distribución histórica estables a largo plazo ante el efecto del cambio climático global en México. Así mismo, se pretende que los resultados obtenidos tengan una aplicación directa, dado que el presente trabajo se desarrolla dentro de las actividades del Programa de Reintroducción del Lobo Mexicano que el Subcomité Técnico Consultivo Nacional para la Recuperación del Lobo Mexicano está ejecutando en México.

II. ANTECEDENTES

2.1 Historia, situación actual y estudios previos

En Eurasia, la mayoría de las poblaciones de lobos alcanzaron su punto más bajo entre los 1930s y los 1960s (ver Mech 1995 para una revisión). En las regiones más desarrolladas desaparecieron, excepto en la parte central de la Cordillera de los Apeninos de Italia, la Cordillera Cantábrica del norte de España, los Cárpatos de Europa del Este, el norte de lo que antes era la Unión Soviética, y en la meseta central y regiones montañosas de Asia; algunas poblaciones permanecen también en el Medio Oriente (ver Mech 1995 para una revisión).

La mayoría de los pueblos indígenas de Norteamérica estaban familiarizados con los lobos, a quienes consideraban animales espiritualmente poderosos e inteligentes (Fritts et al. 2003). Los lobos eran apreciados como animales “medicinales” y a veces se les identificaba con un individuo en particular o con una tribu (López 1978). Algunas tribus creían que al usar la piel del lobo se establecía una unión supernatural entre ellos y cuando eran cazados se hacía a través de rituales (Fritts et al. 2003). Sin embargo, cuando los europeos llegaron a América trajeron consigo ganado doméstico y también su aversión hacia los lobos (Paradiso y Nowak 1987, Brown 1992). Debido a la consecuente adopción de la cultura europea, para finales de los 1950s los lobos alcanzaron su máxima tasa de disminución en Norteamérica (ver Mech 1995 para una revisión). Las poblaciones que sobrevivieron se encontraban principalmente en Canadá y en Alaska, mientras que en Estados Unidos sólo quedaron lobos en áreas muy remotas del norte de Minnesota y cerca del Parque Nacional Isla Royal en el Lago Superior, Michigan (ver Mech 1995 para una revisión).

Con respecto al lobo mexicano (que se distribuía en el suroeste de Estados Unidos y México), desde finales del siglo XIX los gobiernos de Estados Unidos y México comenzaron a involucrarse en las campañas de exterminio, pero con el levantamiento de la revolución mexicana tales esfuerzos cesaron en México (Brown 1992, Servín 1993). En la década de los 1940s, tras el surgimiento de la propiedad ejidal en México, aumentó el conflicto con el lobo. La constante

introducción de ganado implicaba la destrucción del bosque y por ende la disminución de presas silvestres, que también fueron diezmadas por la cacería, esto trajo como consecuencia que los lobos incrementaran la depredación sobre animales domésticos y en respuesta los ganaderos intensificaran los métodos de exterminio (McBride 1980, Brown 1992). En la década de los 1950s, el US Fish and Wildlife Service (USFWS) en cooperación con el Pan American Sanitary Bureau y con el gobierno mexicano, iniciaron un programa para entrenar a rancheros y veterinarios en el empleo del Componente 1080 (monofluoracetato de sodio), un veneno altamente poderoso que concluyó exitosamente con las acciones de exterminio del lobo mexicano en Estados Unidos y provocó una drástica disminución en las poblaciones de México (McBride 1980, Brown 1992, Servín 1993); de manera que para 1978 se dudaba que pudiera haber más de 50 parejas reproductivas en todo el país (McBride 1980).

En 1996, Servín realizó una búsqueda de lobos silvestres y encontró que su población estaba fragmentada en pequeñas áreas remotas de las montañas de Durango. El lobo mexicano fue considerado dentro de la categoría de “en peligro de extinción” por la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-ECOL-94) hasta 1994, pero eso no significa que hasta entonces no se hubiera considerado su protección o su estatus de riesgo (INE-SEMARNAP 2000). Actualmente, en la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2001) aparece en la categoría de “probablemente extinto en estado silvestre” (Diario Oficial de la Federación 2002). Sin embargo, en la lista roja de la IUCN se le considera “extinto en estado silvestre” desde 1994 (Wolf Specialist Group 1996; <http://www.iucnredlist.org/>).

En 1977 las agencias de vida silvestre de los gobiernos de México y Estados Unidos acordaron capturar animales vivos (que sólo quedaban en México) para conservarlos y reproducirlos en cautiverio con la finalidad de reintroducir al lobo mexicano a su medio natural (McBride 1980). En 1998 tuvo lugar la liberación del primer grupo de lobos en Arizona, Estados Unidos, aunque cabe mencionar que el área total de recuperación también incluye Nuevo México (Holaday 2003). No obstante, en México la reintroducción todavía está pendiente, por lo que hasta el momento sólo se cuenta con ejemplares en cautiverio en zoológicos y en encierros, entre ellos los de La Michilía (Durango), Los Encinos (Chihuahua) y La Mesa (Nuevo León) (INE-SEMARNAP 2000). Ante esta problemática se han llevado a cabo 5 estudios con el objetivo de

identificar áreas adecuadas para la reintroducción del lobo mexicano en el país (Cuadro 1 y Figs. 1 a 5).

Además de Arizona y Nuevo México, el proceso de reintroducción de lobos en el continente americano se ha llevado a cabo en Wyoming (en el Parque Nacional de Yellowstone) y en el centro de Idaho, Estados Unidos (ver Boitani 2003 para una revisión). Dicho proceso se promueve por razones éticas, biológicas, genéticas, económicas y culturales (ver Boitani 2003 para una revisión). Por otro lado, el desarrollo de tales programas ha demostrado que, a pesar de ser controversial, la reintroducción es una opción viable para reestablecer lobos en zonas apropiadas dentro de su distribución original (Bangs et al. 1998).

Cuadro 1. Estudios realizados para identificar áreas apropiadas para la futura reintroducción del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en México.

AUTOR: Araiza

AÑO: 2001

ÁREA DE ESTUDIO: Son, Chi y Coah

CRITERIOS DE SELECCIÓN

- 1 Tipos de vegetación adecuados para el lobo: 20 tipos
 - 2 Distancia a caminos pavimentados y terracerías: 5 Km a cada lado
 - 3 Distancia a poblados: de 5 a 20 km según el número de habitantes
 - 4 Áreas >5,000 km² que cumplan con los criterios anteriores
 - 5 Efectos de borde
 - 6 Conectividad entre parches según la matriz: vegetación, densidad de caminos <0,23 km/km² y de humanos <1,5 hum/km²
 - 7 Abundancia de venados y liebres en las mejores áreas
- * Valores de apropiabilidad de áreas asignados conforme a estos criterios

REFERENCIAS QUE SUSTENTAN LOS CRITERIOS

- 1 Literatura (no específica)
 - 2 No lo menciona
 - 3 No lo menciona
 - 4 No lo menciona
 - 5 -
 - 6 Mladenoff et al 1995 para densidad de caminos y de humanos
 - 7 No lo menciona
-

BASES DE DATOS EMPLEADAS

- 1 Cartografía digital escala 1:250000 (no especifica fuente)
- 2 Cartografía digital escala 1:250000 (no especifica fuente)
- 3 Cartografía digital escala 1:250000 (no especifica fuente)
- 4 Cartografía digital escala 1:250000 (no especifica fuente)
- 5 -
- 6 -
- 7 Trabajo de campo

RESULTADOS: ÁREAS PROPUESTAS

Frontera (centro-norte) de Son-Chi: Sierra el Tigre (Son) y Sierras San Luis, los Azules, el Palomo, y Cerro las Guacamayas (Son-Chi)
Baja densidad de presas, al límite para sustentar una población de lobos

AUTOR: Servín et al.

AÑO: 2003

ÁREA DE ESTUDIO: Distribución histórica en México

CRITERIOS DE SELECCIÓN

- 1 Distribución histórica (mediante el modelado de nicho-GARP)
- 2 Tipos de vegetación natural dentro de la distribución histórica
** El área más extensa que cumpla con los criterios anteriores*

REFERENCIAS QUE SUSTENTAN LOS CRITERIOS

- 1 No lo menciona
- 2 -

BASES DE DATOS EMPLEADAS

- 1 26 registros históricos de colecciones científicas y de trabajo de campo; 2 variables climáticas y 1 topográfica (no menciona la fuente de las variables ambientales)
- 2 Mapa de vegetación y uso de suelo de México (INEGI 2000)

RESULTADOS: ÁREAS PROPUESTAS

Sierra Madre Occidental (fragmento más grande)

AUTOR: Carroll et al.

AÑO: 2004

ÁREA DE ESTUDIO: Son, Chi, Coah, NL, Dgo, Tmps y una fracción de Zac y SLP

CRITERIOS DE SELECCIÓN

- 1 Fecundidad: Tipos de vegetación y su relación con la productividad primaria (para presas)
Tipos de vegetación adecuados para el lobo: 59 tipos
- 2 Sobrevivencia: Población humana, densidad de caminos y densidad de ganado
Densidad de caminos (no especifica el tipo) <1,24 km/km² para pastura y <2,0 km/km² para otras coberturas transformadas por el humano
** Análisis de viabilidad poblacional (PATCH) con riesgo de mortalidad basado en datos actuales y futuros (2025) según predicciones de crecimiento poblacional y de incremento en la densidad de caminos*

REFERENCIAS QUE SUSTENTAN LOS CRITERIOS

- 1 Tipos de vegetación adecuados para el lobo: Literatura y Obs. Pers.
- 2 Merrill et al. 1999 (variables representativas del riesgo de mortalidad)
Población humana: No menciona referencia, ni parámetros establecidos
Densidad de caminos: Observada en coberturas similares en E. U. (no especifica fuente)
Densidad de ganado: No menciona referencia, ni parámetros establecidos

BASES DE DATOS EMPLEADAS

- 1 Inventario Forestal Nacional 2000
- 2 Población humana: XII Censo de Población y Vivienda 2000 (INEGI 2000)
Caminos: Inventario Nacional de Infraestructura para el Transporte 2000
Ganado: Censo de agricultura 1991

RESULTADOS: ÁREAS PROPUESTAS

Noroeste de Dgo (cerca de la frontera con Chi) y Tutuaca (centro-oeste de Chi)

AUTOR: Sánchez y Guevara

AÑO: 2006

ÁREA DE ESTUDIO: Coah, NL y Tmps

CRITERIOS DE SELECCIÓN

- 1 Tipos de vegetación adecuados para el lobo: 8 tipos y los ecotonos existentes entre ellos
- 2 Densidad de caminos pavimentados y terracerías: <0,60 km/km²
- 3 Densidad de humanos: <5 hum/km²
- 4 Densidad de venados
- 5 Elevación: >500 msnm
- 6 Áreas >50,000 ha
** Áreas que cumplan con los criterios anteriores y que no estén aisladas (no menciona cómo fue estimado el aislamiento)*

REFERENCIAS QUE SUSTENTAN LOS CRITERIOS

- 1 No lo menciona
- 2 No lo menciona
- 3 No lo menciona
- 4 No lo menciona
- 5 No lo menciona
- 6 No lo menciona

BASES DE DATOS EMPLEADAS

- 1 No lo menciona
- 2 No lo menciona
- 3 No lo menciona
- 4 No lo menciona
- 5 No lo menciona
- 6 -

RESULTADOS: ÁREAS PROPUESTAS

NL-Tmps (Sierra Plegada) y norte de Coah (Maderas del Carmen)

AUTOR: Martínez-Meyer et al.

AÑO: 2006

ÁREA DE ESTUDIO: Distribución histórica en México

CRITERIOS DE SELECCIÓN

- 1 Distribución histórica (mediante el modelado de nicho-GARP)
- 2 Tipos de vegetación natural dentro de la distribución histórica
- 3 Distancia a presencia humana: Combinación de distancia a caminos y a poblados
Distancia a caminos pavimentados y terracerías: 9 cinturones de 1 km cada uno
Distancia a poblados de más de 5,000 habitantes: 9 anillos de 1 km cada uno
- 4 Predicciones de cambio climático: Promedio de escenario liberal y conservador
** Índices de apropiabilidad de áreas asignados conforme a los criterios 3 y 4 sobre el criterio 2*

REFERENCIAS QUE SUSTENTAN LOS CRITERIOS

- 1 Wolf et al. 1998; Peterson et al. 2002b
- 2 -
- 3 No lo menciona
- 4 No lo menciona

BASES DE DATOS EMPLEADAS

- 1 26 registros históricos de colecciones científicas y literatura; 6 variables climáticas y 4 topográficas (tomadas del IPCC y del US Geological Survey's Hydro-1K)
- 2 Mapa de vegetación y uso de suelo de México (INEGI 2000)
- 3 Caminos: ESRI 1993
Poblados: XII Censo de Población y Vivienda 2000 (INEGI 2002)
- 4 Modelo de circulación general (Hadley Centre, HadCM2)

RESULTADOS: ÁREAS PROPUESTAS

Sierra Madre Occidental

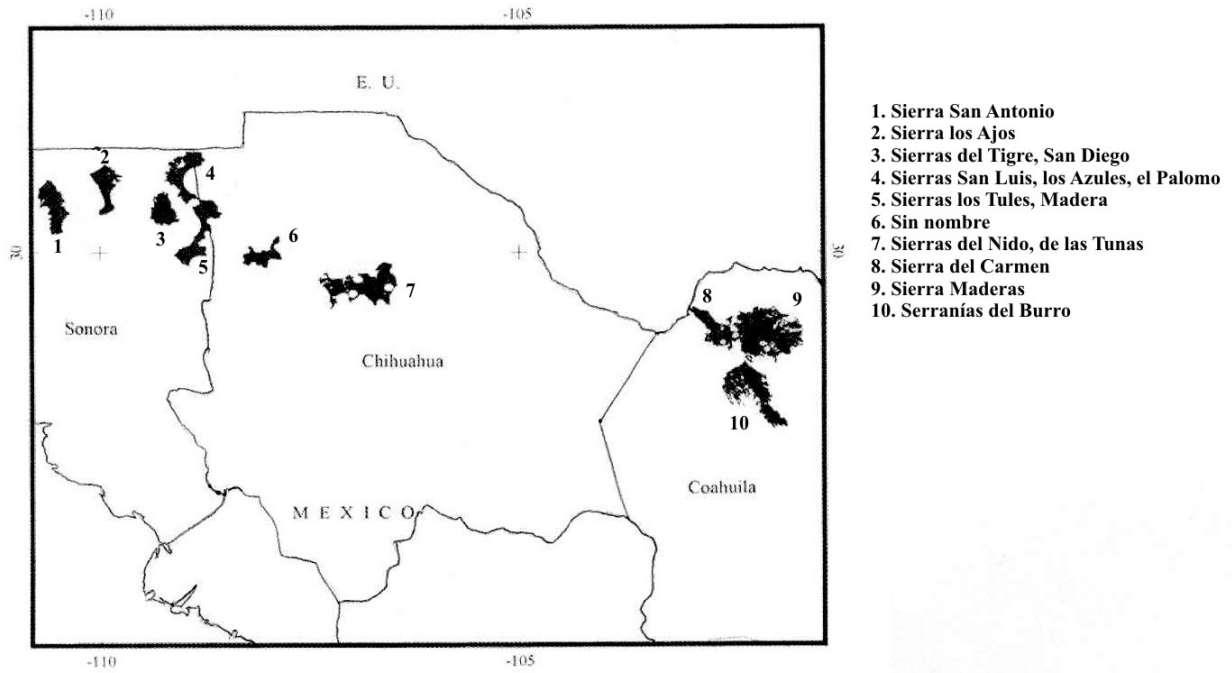


Figura 1. Tomado de Araiza 2001. Considera las áreas 3 y 4 como las más adecuadas para reintroducir lobos en México con base en los elementos presentados en el Cuadro 1.

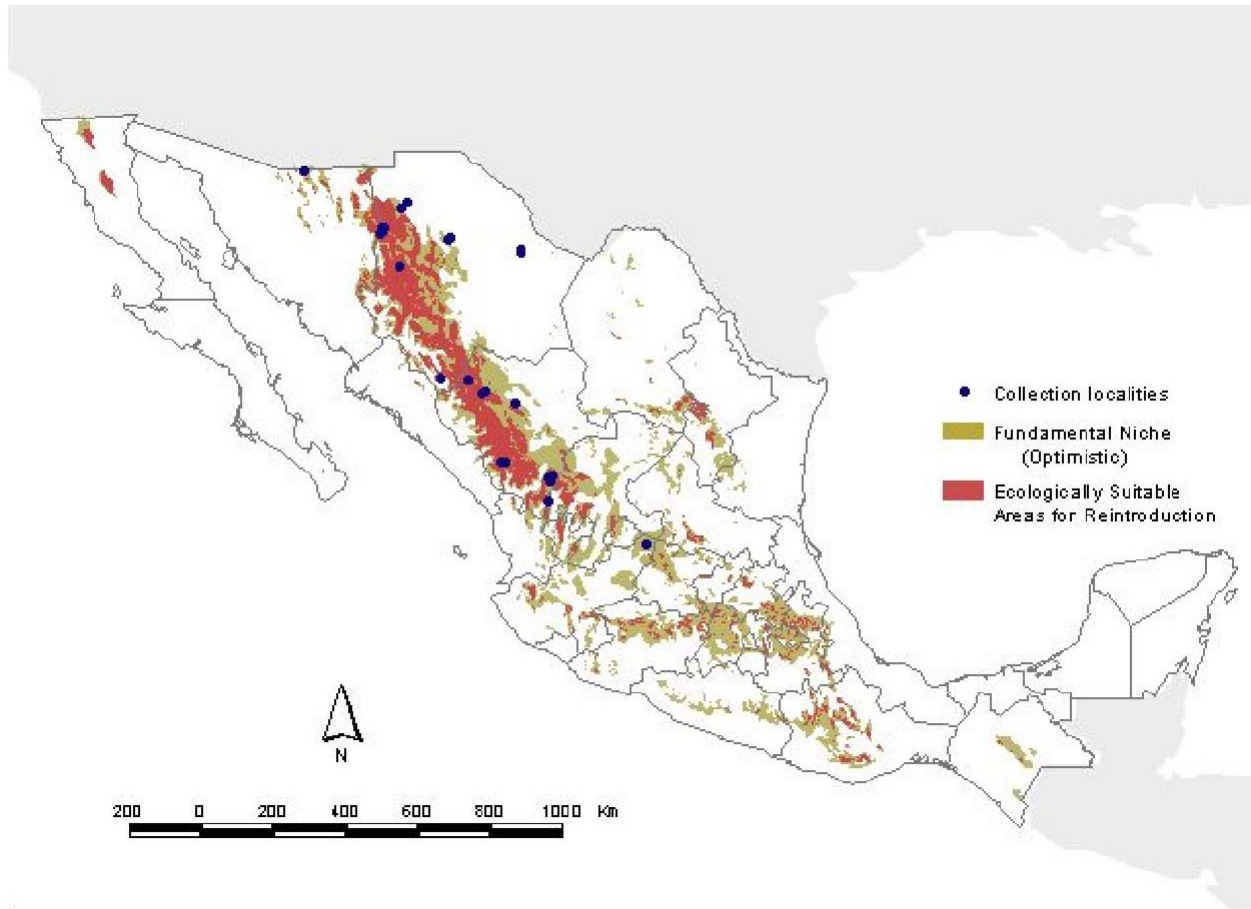


Fig. 2. Tomado de Servín et al. 2003. En verde muestra la distribución histórica del lobo en México a través del modelado de su nicho (GARP), y en rojo las áreas adecuadas para su reintroducción con base en los elementos presentados en el Cuadro 1.

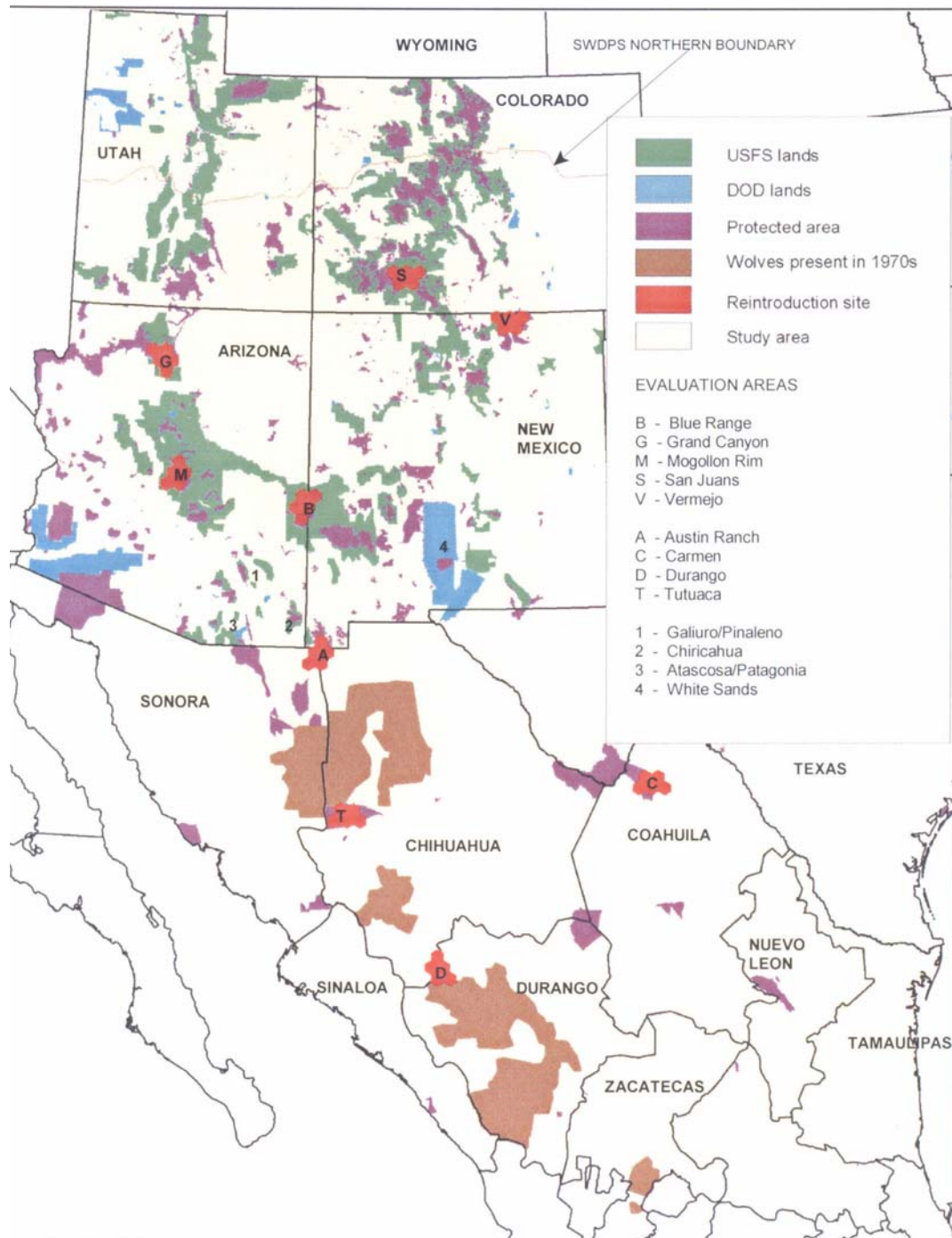


Figura 3. Tomado de Carroll et al. 2004. Considera las áreas D y T (en rojo) como las más adecuadas para la reintroducción de lobos en México con base en los elementos presentados en el Cuadro 1.

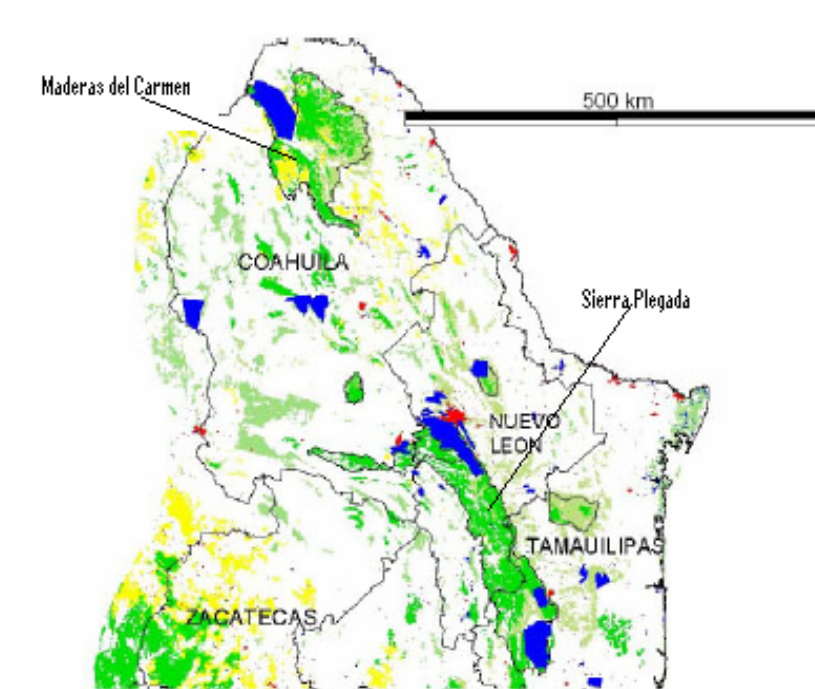


Figura 4. Tomado de Sánchez y Guevara 2006. Considera Maderas del Carmen y Sierra Plegada como las zonas más adecuadas para reintroducir lobos en México con base en los elementos presentados en el Cuadro 1. En azul se muestran las Áreas Naturales Protegidas Federales y Estatales.

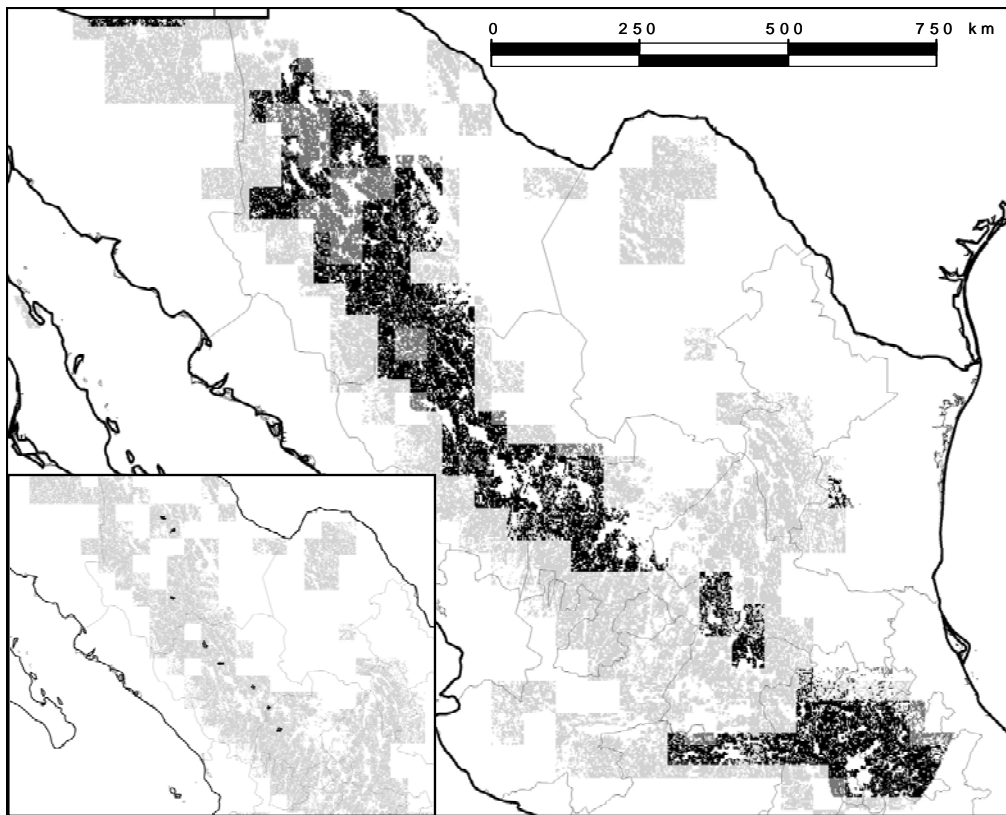


Figura 5. Tomado de Martínez-Meyer et al. 2006. En gris claro se muestra el área habitable para el lobo en el presente, en negro el área estable a largo plazo en función del cambio climático, y en gris oscuro el área no habitable en el presente pero sí en el futuro. En el cuadro pequeño (como puntos negros) se presentan las 8 áreas consideradas como las más adecuadas para la reintroducción de lobos en México con base en los elementos presentados en el Cuadro 1.

2.2 Importancia de la reintroducción de lobos

En términos biológicos, el proceso de reintroducción es fomentado principalmente debido a que los lobos influyen enormemente en los componentes y procesos del ecosistema en el que habitan. Se distinguen varios efectos primarios de los lobos en el ecosistema (Mech 1970):

1) Efecto sanitario: los lobos ejercen un efecto sanitario al cazar a los individuos más vulnerables de las poblaciones de presas, es decir los más jóvenes, los más viejos, débiles, mal nutridos y/o enfermos (Husseman et al. 2003). Por otra parte, los lobos pueden contribuir en la reducción de la transmisión de parásitos y enfermedades al cazar a los individuos que las portan (Paradiso y Nowak 1987).

2) Control o limitación de la abundancia de sus presas: hay casos documentados en los que los lobos han disminuido el número de sus presas pero sin llevarlas a la extinción, por ejemplo, en la Isla Royal redujeron la abundancia de alces (*Alces alces*) (McLaren y Peterson 1994) y en Yellowstone, la del wapití (*Cervus elaphus*) (White y Garrot 2005).

3) Estimulación de la productividad de presas: los individuos más vulnerables cazados por los lobos contribuyen poco en las dinámicas de sus manadas y en consecuencia de sus poblaciones, por lo que su remoción puede incrementar la cantidad de alimento, espacio y cobertura para los miembros más fuertes, ocasionando así un aumento en su productividad (Paradiso y Nowak 2003).

4) Incremento en el alimento de los carroñeros: se ha documentado que los lobos proveen a las especies carroñeras de alimento debido a que consumen parcialmente a sus presas, así como también incrementan el período en el que está disponible la carroña (haciendo que esté disponible todo el año) y disminuyen la variación de la disponibilidad entre años y meses (Wilmers et al. 2003).

5) Regulación de especies que no son presas: una de las más estudiadas es la de los lobos sobre los coyotes como resultado de la competencia por interferencia. En Yellowstone, el número de coyotes ha disminuido desde que los lobos fueron reintroducidos, sin embargo, los coyotes

sobrevivientes han cambiado su comportamiento aumentando la vigilancia y disminuyendo el número de ayudantes en la madriguera, lo que puede reducir la sobrevivencia de las crías (Switalski 2003).

Todos los efectos primarios ocasionados por la presencia de los lobos, a su vez producen efectos en cascada en el ecosistema, lo que se traduce en cambios importantes (Mech y Boitani 2003a). En zonas donde los lobos han desaparecido, la abundancia de ungulados ha conducido a la degradación o desaparición de algunos tipos de vegetación, lo que a su vez ha generado cambios de diversa índole en las comunidades animales (Soulé et al. 2003). Los lobos pueden deprimir los niveles poblacionales de sus presas o alterar su comportamiento a tal grado que afecten los patrones de la vegetación y la productividad. Por ejemplo, en la Isla Royal la depredación de los lobos sobre los alces (*Alces alces*) ha permitido que los abetos (*Abies balsamea*) aumenten su tasa de crecimiento (McLaren y Peterson 1994). En Yellowstone, desde que se reintrodujeron lobos, los cambios en el comportamiento de forrajeo del wapití (*Cervus elaphus*) han ocasionado la recuperación de álamos (*Populus tremuloides*) en algunas áreas (Ripple et al. 2001). Además, durante la larga ausencia de lobos en el ecosistema de Yellowstone aumentó la abundancia de alces, lo que generó una reducción en la estructura y densidad de sauces, y subsecuentemente un decremento en el número de aves migratorias, las cuales anidan y se alimentan en zonas riparias (Berger et al. 2001). Así mismo, Switalski (2003), menciona que como consecuencia de la reintroducción de lobos en Yellowstone, los coyotes han cambiado sus hábitos alimentarios, disminuyendo el consumo de pequeños mamíferos y aumentando el de carroña (producto de las cacerías de los lobos). Esto puede desencadenar un incremento en la abundancia local de pequeños mamíferos (Switalski 2003), lo que resultaría en más alimento para carnívoros medianos y pequeños, como tejones, comadrejas y zorras (Singer y Mack 1999). Finalmente, cabe destacar que una consecuencia muy importante de la ausencia de lobos consiste en la atenuación de la depredación como fuerza de selección (Berger 1998), ya que aún cuando los depredadores pueden ser reemplazados por la gente, los patrones de selección de presas de los seres humanos difieren mucho de los patrones de selección de los carnívoros (Ginsberg y Milner-Gulland 1994, Berger 2005).

Debido a que los lobos depredaban ganado, la pérdida económica de los ganaderos fue el argumento más importante para erradicarlos; sin embargo, en la actualidad la recuperación del lobo puede asociarse a un beneficio económico que, en algunos sitios, llega a superar los costos asociados a la reintroducción (ver Fritts et al. 2003 para una revisión). Dicha descarga económica proviene fundamentalmente del desarrollo de programas turísticos y del funcionamiento de centros educativos sobre los lobos, que a su vez generan empleos (ver Fritts et al. 2003 para una revisión). Además, existe un beneficio económico asociado, que radica en la ola de popularidad de mercado que se ha desatado en torno a los lobos: libros, artículos de revistas, conferencias, camisetas, accesorios, pinturas, fotografías, esculturas, tazas, cintas de audio y video, etc. (ver Fritts et al. 2003 para una revisión). En las comunidades del Ártico, en las que los lobos no son escasos, su piel se comercializa para la fabricación de abrigos y tapetes (ver Fritts et al. 2003 para una revisión), mientras que en varios países de Europa se venden como piezas de caza en cierta temporada del año (Boitani 2000). Otro tipo de beneficio económico que puede desarrollarse es el pago de servicios ambientales en términos de conservación de la biodiversidad, ya que es posible asignarle un valor económico al hecho de que los lobos existan en su medio natural (ver Fritts et al. 2003 para una revisión).

Considerando todo lo expuesto anteriormente, la reintroducción del lobo mexicano en México posiblemente desencadenaría cambios en los ecosistemas y contribuiría a la conservación de otras especies animales y vegetales, así como a la creación de nuevas Áreas Naturales Protegidas. Además, complementaría los esfuerzos de reintroducción realizados en Estados Unidos, favorecería la conservación de la variabilidad genética, y permitiría el estudio del lobo mexicano en su entorno natural.

Sin embargo, el panorama es más complejo cuando se consideran los aspectos económicos y sociales. Hay que tener presente que las experiencias de reintroducción que se tienen como referencia provienen de países desarrollados. En México, es más complicado que los beneficios económicos de la reintroducción lleguen a superar los costos; por ejemplo, la industria ecoturística es incipiente y las características del paisaje seguramente dificultarán los avistamientos de lobos; además, el pago de servicios ambientales todavía no está bien estructurado. Por otro lado, el gobierno no cuenta con suficiente presupuesto para financiar este

proyecto en su totalidad, de modo que será necesario gestionar apoyo económico con distintas organizaciones. Se requiere también de mucho tiempo y dinero para incluir a la gente de las comunidades rurales en el programa de reintroducción, sobre todo porque se pretende que los lobos no estén confinados a un área protegida (como ocurre en Estados Unidos), sino que tengan la posibilidad de moverse. En contraparte, la reintroducción fomentaría la creación de empleos técnicos y profesionales y la implementación de técnicas de manejo de ganado que tomen en cuenta la presencia de grandes depredadores, así como también impulsaría el desarrollo de proyectos productivos alternativos a la agricultura y la ganadería.

2.3 Factores espaciales a considerar para la elección de áreas

Con el fin de identificar e incorporar en un análisis espacial los factores del hábitat y antropogénicos que pueden afectar la viabilidad de la reintroducción del lobo mexicano, se efectuó una revisión bibliográfica acerca de sus requerimientos de hábitat y de su tolerancia a la presencia humana.

2.3.1 Hábitat

El hábitat es el lugar o tipo de ambiente donde vive un organismo, población o especie (Ojasti 2000). Cada hábitat se caracteriza por una combinación específica de múltiples factores fisicoquímicos y bióticos que ejercen un efecto conjunto; sin embargo, la tipificación de los hábitat se fundamenta principalmente en la vegetación, ya que ésta integra los efectos locales (suelo, relieve, perturbaciones diversas) y globales (microclima), permite distinguir áreas de los materiales cartográficos y suministra a la fauna dos requerimientos básicos: alimento y cobertura (Ojasti 2000). A este respecto, la información que se tiene sobre los tipos de vegetación en los que habitaba el lobo mexicano es limitada y poco confiable debido a que fue exterminado mucho antes de que pudieran realizarse estudios en torno a ellos (Brown 1992). Además, las investigaciones que se han realizado con los lobos reintroducidos en Arizona y Nuevo México, Estados Unidos, no incluyen este factor (Interagency Field Team 2005).

Por otro lado, se sabe que si bien el lobo mexicano depredaba ganado en zonas con vegetación transformada, solía situar sus madrigueras en bosques densos, generalmente en la pendiente de un cañón o de una colina (McBride 1980). Norris et al. (2002) encontraron que los lobos frecuentemente ubican sus madrigueras en bosques densos sin zonas abiertas por lo menos dentro de un radio de 1.5 km, de modo que las zonas con vegetación conservada se consideran importantes para la crianza. Así mismo, Theuerkauf et al. (2003b) mencionan que los lobos sitúan sus zonas de descanso a una distancia no menor de 2.5 km del límite del bosque, mientras que sitúan sus madrigueras y sitios de reunión (sitios en los que permanecen los juveniles por varios días y a los que los padres vuelven regularmente) a por lo menos 3.9 y 4.2 km, respectivamente. Por su parte, Mladenoff et al. (1995) encontraron que las áreas con lobos abarcan fracciones muy pequeñas de zonas agrícolas, aún cuando fue uno de los tipos de cobertura vegetal más disponible en su zona de estudio.

2.3.2 *Ámbito hogareño y distancia de dispersión*

El tamaño del área disponible es otro elemento fundamental en la búsqueda de sitios adecuados para la reintroducción, debido a que tienen que ser lo suficientemente grandes para mantener uno o más grupos de lobos. Se ha documentado que en los lobos mexicanos reintroducidos en Arizona y Nuevo México el tamaño promedio del ámbito hogareño por grupo (media de 4.8 lobos en verano) es de $462 \text{ km}^2 \pm 63 \text{ km}^2$, y el promedio del área de mayor actividad es de $59 \text{ km}^2 \pm 9 \text{ km}^2$ (Interagency Field Team 2005).

Son muchos los factores que determinan el tamaño del ámbito hogareño, entre ellos el tipo de presas, mismo que también influye en el tamaño del grupo (Mech y Boitani 2003b). En el caso particular de Arizona y Nuevo México la presa principal es el wapití (*Cervus elaphus*) (Interagency Field Team 2005), pero en México quizá sean los venados *Odocoileus virginianus* y/o *O. hemionus*, que no son tan grandes como el wapití, por lo que los ámbitos hogareños y los grupos de lobos podrían ser más pequeños. Sin embargo, es necesario tomar como base los datos obtenidos con los lobos mexicanos liberados en Estados Unidos porque son los únicos datos disponibles con esta subespecie de lobo.

Por otro lado, la distancia promedio de dispersión para lobos mexicanos solitarios reintroducidos en Estados Unidos es de 87 km \pm 10 km (similares entre hembras y machos), aunque la distancia máxima reportada es de 271 km (Interagency Field Team 2005).

2.3.3 Factores antropogénicos

Los lobos son capaces de recorrer grandes distancias en un tiempo muy corto, las cuales varían de acuerdo a la temporada del año, a la estructura social del grupo, al estatus poblacional y a la densidad de presas disponibles (Paradiso y Nowak 1987, Okarma et al. 1998). Sin embargo, la presión humana ejerce también una influencia muy fuerte en sus patrones de movimiento. En varios estudios se ha reportado que prefieren mantenerse alejados de asentamientos humanos y vías de transporte, y que tal segregación puede ocurrir de manera espacial y/o temporal, dependiendo de la intensidad de la coexistencia entre lobos y humanos y de la disposición de poblados y caminos en el paisaje (Thurber et al. 1994, Vilá et al. 1995 y Ciucci et al. 1997).

De modo que mientras mayor sea el número de habitantes en un poblado y mientras más amplia y transitada sea una carretera, mayor será la distancia que el lobo mantenga ante éstos, debido a que el riesgo aumenta (Mladenoff et al. 1995, Theuerkauf et al. 2003 a y b). Aunque hay excepciones, porque también se sabe que en sitios con una actitud humana positiva hacia el lobo dichas distancias pueden acortarse (Mladenoff et al. 1999), e incluso pueden beneficiarse de algunos senderos para trasladarse (Thurber et al. 1994, Theuerkauf et al. 2003b). Lo mismo ocurre en regiones donde la cobertura del bosque es densa y los lobos pueden tolerar pueblos cercanos, por ejemplo en el noreste de Polonia se reportó la presencia de lobos a menos de 5 km de distancia de pueblos con 5,000 habitantes y a menos de 3 km de pueblos con 20,000 habitantes (Jedrzejewski et al. 2004).

Theuerkauf et al. (2003b) en un estudio realizado en Polonia encontraron que los lobos situaron sus madrigueras a 5.8 km de distancia de caminos primarios (públicos pavimentados con tránsito de 1,000-10,000 vehículos por semana), a 2.2 km de caminos secundarios (caminos de bosque con tránsito de 48 a 500 vehículos por semana), a 1.1 km de caminos terciarios (raramente usados con tránsito <40 vehículos por semana) y a 4.3 km de poblados (de 7 hab/km²

y de 70 hab/km²). También encontraron que los sitios de reunión fueron ubicados a una distancia de 7.1 km de caminos primarios, 3.2 km de caminos secundarios, 0.9 km de caminos terciarios y 4.5 km de poblados. Descansaban en áreas situadas a 3.3 km de caminos primarios, a 1.6 km de caminos secundarios, a 0.8 km de caminos terciarios y a 2.8 km de poblados.

En cuanto a sus movimientos, en un bosque comercial de Polonia evitaron un ancho de 0.75 km a cada lado de caminos primarios en la noche y de 2 km en el día. Así mismo, se mantuvieron alejados 0.25 km de los caminos secundarios durante la noche y 1 km durante el día, mientras que de los terciarios, evitaron un ancho de 0.25 km a cada lado en el día, pero los usaban durante la noche. Además, permanecieron a 3.5 km de distancia del pueblo más grande (24,000 hab) durante el día y a 2 km durante la noche; pero de los asentamientos del bosque con pocas casas estuvieron a tan solo 0.5 km de distancia en la noche y a 1 km en el día (Theuerkauf et al. 2003a). También cabe mencionar que en otro estudio se encontró que los lobos mantienen sus ámbitos hogareños fuera de carreteras grandes (Mladenoff et al. 1995).

III. OBJETIVOS

3.1 Objetivo General

Determinar áreas potenciales para la reintroducción del lobo gris mexicano (*Canis lupus baileyi*) en México.

3.2 Objetivos Particulares

1. Aproximar la distribución histórica del lobo gris en México mediante el modelado de su nicho ecológico.

2. Incorporar en un análisis espacial las características del hábitat y los factores antropogénicos que potencialmente afecten la viabilidad de la reintroducción del lobo gris en México.

3. Determinar el área de distribución histórica del lobo gris en México que no se perderá a causa de los efectos del cambio climático global (bajo un escenario de cambio relativamente drástico), por medio del modelado de su nicho ecológico.

4. Con base en la integración del análisis espacial del hábitat y de los factores antropogénicos, detectar las áreas potencialmente más adecuadas para la liberación de lobos en México, incluyendo y excluyendo los posibles efectos del cambio climático en su distribución geográfica histórica.

IV. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Distribución histórica

La distribución histórica del lobo mexicano en México se estimó a través del modelado de su nicho ecológico, ya que si bien existen referencias bibliográficas sobre su distribución (e.g. Hall 1981), el modelado de nicho utiliza información adicional que los investigadores de antaño no usaban porque no sólo toma en cuenta los puntos de presencia de la especie, sino que también los relaciona con diversas variables ambientales ubicadas en un contexto geográfico y con puntos donde supone que la especie está ausente, lo cual le permite aproximar de manera más precisa las distribuciones (Peterson 2001).

Se han desarrollado varios algoritmos para modelar el nicho ecológico de las especies (Stockwell y Peters 1999), en este estudio se utilizó el algoritmo genético GARP (Genetic Algorithm for Rule-set Production), en su versión para PC (Desktop GARP v. 1.6; Scachetti-Pereira 2002; <http://www.lifemapper.org/desktopgarp/>) debido a que incluye varios algoritmos distintos en un método iterativo basado en inteligencia artificial, por lo que debería siempre tener mayor habilidad predictiva que cualquiera de los otros algoritmos individuales (Stockwell y Peters 1999, Peterson 2001). Además, se ha comprobado ampliamente su eficiencia para modelar la distribución potencial de diversos grupos de fauna, entre ellos, mamíferos (e. g. Illoldi-Rangel et al. 2004, Anderson et al. 2002), aves (e. g. Peterson et al. 2002b) y reptiles (e. g. Raxworthy et al. 2003).

Para generar los modelos de nicho ecológico usando GARP, es necesario ingresar dos tipos de datos: puntos de localidades donde la especie está presente, y capas geográficas que representan los parámetros ambientales que podrían limitar las capacidades de sobrevivencia de la especie. Para obtener los puntos de presencia del lobo mexicano se efectuó una búsqueda de registros históricos. Con este propósito, se utilizaron los datos almacenados en diversas colecciones científicas de Estados Unidos (Museum of Natural History Smithsonian, California Academy of Sciences, Museum of Vertebrate Zoology of Berkeley, Michigan State University

Museum, University of Kansas Museum of Natural History, Natural History Museum of Los Angeles County, y University of Arizona), se realizó una revisión bibliográfica (Leopold 1959, MacBride 1980, Hall 1981) y se incorporaron los resultados de entrevistas de campo efectuadas en el estado de Durango (Servín, datos no publicados). Las localidades de registro encontradas para Estados Unidos fueron georreferenciadas con ayuda de la base de datos biogeomancer (<http://www.biogeomancer.org/>), y las encontradas para México fueron ubicadas en la carta digital del censo de población y vivienda 2000 del INEGI (INEGI 2002) y georreferenciadas por medio del Sistema de Información Geográfica ArcView 3.2. (ESRI 1999), mismo que también fue empleado para las operaciones espaciales requeridas en la elaboración de todos los mapas. En los casos en que no fue posible encontrar las localidades de registro en el mapa digital, se recurrió a las cartas topográficas 1:50000 del INEGI para su georreferenciación.

Las coordenadas correspondientes a cada uno de los puntos de registro fueron convertidas a grados decimales y los registros únicos fueron seleccionados para ser integrados al GARP. Además, para evitar que la agregación de los puntos de ocurrencia encontrados en determinadas áreas produjera algún sesgo en el modelado de nicho, se construyó una cuadrícula de 30 x 30 minutos sobre el área abarcada por todos los puntos, y se eligió únicamente un punto al azar por cuadrante (Hidalgo-Mihart et al. 2004). El modelado se realizó solamente con los puntos de registro encontrados para México.

En cuanto a los parámetros ambientales, se compiló una base de datos bioclimáticos (BIOCLIM, proporcionada por el Dr. Oswaldo Téllez), que fue desarrollada para México a partir de interpolaciones de datos históricos y recientes de temperatura máxima, mínima y precipitación de estaciones meteorológicas, usando el programa ANUSPLIN; y una base de datos topográficos desarrollada para todo el mundo, pero de la que se tomó únicamente la información correspondiente a México (HYDRO1K: Elevation Derivative Database) (USGS 1997; <http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/hydro/>); ambas en mapas digitales tipo ráster con una resolución de 0.01°, que es aproximadamente de un tamaño de celda de 1 km. De dichas bases de datos, se seleccionaron 14 variables bioclimáticas y 3 variables topográficas, respectivamente, por considerarse de importancia para el lobo (Mech 2004, Geffen et al. 2004), constituyendo así las dimensiones en las que se modeló su nicho ecológico. Las variables bioclimáticas elegidas

fueron: temperatura media anual, media del rango diurno (media mensual de la diferencia de temperatura máxima-mínima), temperatura estacional, rango de temperatura anual, temperatura media del trimestre más húmedo, temperatura media del trimestre más seco, temperatura media del trimestre más cálido, temperatura media del trimestre más frío, precipitación anual, precipitación estacional (coeficiente de variación), precipitación del trimestre más húmedo, precipitación del trimestre más seco, precipitación del trimestre más cálido y precipitación del trimestre más frío. Las variables topográficas fueron: elevación, pendiente e índice topográfico.

El objetivo de todos los métodos de modelado de nicho ecológico es detectar relaciones no aleatorias entre la presencia (y ausencia) de la especie y las variables ambientales, caracterizando así las condiciones apropiadas para que dicha especie establezca poblaciones (e. g. su nicho ecológico). En particular, GARP trabaja en un proceso iterativo de selección, evaluación, prueba e incorporación o rechazo de reglas (Scachetti-Pereira 2002; <http://beta.lifemapper.org.desktopgarp/>; User's Manual). El primer paso en el proceso iterativo de GARP consiste en remuestrear los puntos de presencia hasta obtener 1,250, y del resto del área de estudio, en donde no hay presencia, toma al azar 1,250 puntos de pseudoausencia. Posteriormente, mezcla estos 2,500 puntos y los divide en 2 conjuntos iguales de presencia y ausencia, uno llamado datos de entrenamiento y otro llamado datos de validación. El siguiente paso consiste en elegir uno de 4 tipos de métodos de asociación (regresión logística; dos métodos de envoltura bioclimática: bioclim y bioclim negativo; y un método de asociación simple: regla atómica) y aplicarlo a los datos de entrenamiento para desarrollar una regla de predicción, es decir, una oración condicional (si-entonces) que describa las características del nicho, la cual es validada estadísticamente a partir de los 1,250 puntos de validación. Las reglas semilla se eligen al azar y cambian con cada iteración mediante una variedad de perturbaciones aleatorias de tipo genético (mutaciones, translocaciones, eliminaciones) en la estructura de la regla, produciéndose así una regla "hija" modificada. El cambio en la precisión de la predicción de una iteración a la siguiente, es usado para evaluar si una regla en particular debería ser incorporada al modelo. El proceso asegura que el número esperado de veces que se elige una regla, sea proporcional a su desempeño en relación con el resto. El algoritmo termina cuando un número fijo de iteraciones es alcanzado (1,000), o bien cuando la capacidad de predicción de las reglas modificadas es menor que la tasa fijada (convergencia).

Se generaron 100 modelos en GARP, a partir de los cuales se seleccionaron los 10 mejores en función de los errores de sobrepredicción (comisión) y subpredicción (omisión) (Anderson et al. 2003). Estos 10 modelos fueron sumados y presentados en una escala de consenso de 0 a 10, de forma tal que:

0 = predice ausencia

1 = un modelo predice presencia

2 = dos modelos coinciden en su predicción de presencia

3 = tres modelos coinciden en su predicción de presencia

...

10 = los diez modelos coinciden en su predicción de presencia

El mapa obtenido a partir del modelado del nicho del lobo mexicano no es estrictamente un mapa de su distribución histórica, sino de las condiciones apropiadas para que mantenga poblaciones, es decir, es un mapa de su distribución potencial (Soberón y Peterson 2005). Así que para hacer una aproximación de la distribución original del lobo mexicano en México a partir de la distribución potencial modelada por GARP, fue necesario descartar las zonas que no correspondieran con su distribución histórica. Para lo cual se ubicaron las áreas que nunca fueron reportadas por ningún autor (la península de Baja California y Chiapas) y se cotejaron con la opinión de un experto en el tema (Servín com. pers.), posteriormente, dichas zonas fueron eliminadas.

Por último, se realizó una prueba de ji-cuadrada con los puntos de registro de la especie que no se introdujeron a GARP, tanto para probar si la distribución predicha por los 10 mejores modelos tenía una capacidad de predicción mejor que la esperada al azar, como para determinar el umbral de consenso con el que se construiría el mapa final de distribución histórica; es decir, el intervalo de valores del modelo de distribución potencial (0 a 10) que debían coincidir en su predicción de presencia para describir mejor la distribución de la especie (Anderson et al. 2003). El producto generado se consideró como el mapa de distribución histórica del lobo mexicano en México.

4.2 Análisis espacial del hábitat y de factores antropogénicos

4.2.1 Análisis espacial del hábitat y sus valores de calidad

Los parches similares de un mosaico ambiental se ordenan en unidades que denominamos genéricamente tipos de hábitat, definidos usualmente en función del relieve, fisionomía o especies dominantes de la vegetación, usos de la tierra o etapa sucesional (Ojasti 2000). Los tipos de hábitat deben ser distinguibles en el campo y en los materiales cartográficos, compatibles con las unidades de ordenamiento forestal o agraria y tener un significado biológico discreto para la fauna (Ojasti 2000). Debido a esto, para determinar cuáles eran los tipos de hábitat usados por el lobo mexicano en el pasado y poder analizarlos cuantitativamente, se verificó el tipo de vegetación en el que estaban situados cada uno de los puntos de registro histórico que se encontraron para México. Para ello, los puntos fueron ubicados en una carta digital de vegetación primaria de México (INEGI 2003), ya que los sitios en los que habitaba, actualmente pueden corresponder a zonas completamente transformadas, por ejemplo, urbanizaciones o campos agrícolas. Se consideró que la vegetación primaria no estuviera fuertemente perturbada, ya que además de ser zonas importantes para la crianza (ver antecedentes sección 2.3.1), bajo el supuesto de que existe mayor riqueza y abundancia de presas silvestres en zonas poco alteradas, se pretende promover el establecimiento de ámbitos hogareños pequeños (Kolenosky 1972, Paradiso y Nowak 1987), para reducir la probabilidad de encuentro con humanos o con ganado doméstico.

La intensidad de utilización o preferencia por un cierto tipo de hábitat se estima comparando la oferta (superficie o fracción de cada tipo de hábitat) y la utilización (número o fracción de los registros por tipo de hábitat) mediante la prueba de ji-cuadrada, sustentada en la hipótesis nula de que la utilización de cada unidad es proporcional a su extensión (Ojasti 2000). Es por ello que también se realizó un análisis de selección entre los distintos tipos de hábitat obtenidos a partir de la carta digital de vegetación primaria (INEGI 2003). Para ello se utilizó el procedimiento descrito por Neu et al. (1974) y Byers et al. (1984), que combina una prueba de ji-cuadrada con la posterior construcción de intervalos de confianza de Bonferroni.

Posteriormente, se tomó como referencia la carta digital de uso de suelo y vegetación del Inventario Forestal Nacional 2000 (Instituto de Geografía 2001) y se le efectuó un recorte usando el área de distribución histórica como base, de este modo se obtuvieron los tipos de vegetación que actualmente existen dentro del área de distribución original. El mapa resultante se convirtió a formato ráster con una resolución de $0.0005^\circ \approx 50$ m. Por último, los tipos de vegetación que constituían el hábitat histórico del lobo en México fueron ubicados en este nuevo mapa, y partiendo de los resultados obtenidos en el análisis de selección, se le confirió un valor, en orden creciente, a cada tipo de hábitat de acuerdo a su nivel de selección (mayor, igual, o menor al uso esperado) en combinación con su grado de perturbación (sin, o con, vegetación secundaria arbustiva y herbácea), el cual fue tomado de los datos presentados en la carta digital de uso de suelo y vegetación del Inventario Forestal Nacional 2000 (Instituto de Geografía 2001). Dicho de otro modo, a los tipos de hábitat que tuvieron un mayor nivel de selección y un menor grado de perturbación, les fue asignado un valor menor que a los que poseían un bajo nivel de selección y un alto grado de perturbación (Cuadro 5). Así mismo, a los otros tipos de vegetación presentes actualmente en el área de distribución histórica se les designó la categoría de “no adecuado” y se les asignó un valor = 0. De éste modo fue generado un mapa que representa el hábitat adecuado para el lobo en la actualidad, incluyendo sus valores de calidad.

4.2.2 Análisis espacial de vías de transporte y sus valores de riesgo

Para la representación espacial del riesgo que implican las vías de transporte en la sobrevivencia del lobo mexicano, se tomaron las 122 cartas digitales de vías de transporte 1:250000 del INEGI para todo el país (INEGI 2000) y se cambiaron de la proyección UTM a la geográfica. En seguida, todas las cartas se unieron para formar así un sólo mapa que contuviera los distintos tipos de vías de transporte (representadas por líneas) en México. Del mapa resultante se extrajeron las vías de transporte correspondientes a un área que cubrió totalmente la distribución histórica del lobo en México más un margen de 3 km alrededor, ya que también se deseaba incluir en el análisis las vías de transporte que estuvieran localizadas fuera del área de interés pero cuyas zonas de influencia estuvieran dentro de ésta. Posteriormente, se generó un gradiente de riesgo en función de la distancia a las vías de transporte, bajo el supuesto de que

mientras más cerca se encuentre un lobo de una de ellas, mayor será la probabilidad de que éste sea detectado por un ser humano y por tanto mayor será el riesgo.

El procedimiento empleado en la construcción del gradiente consistió en establecer 3 cinturones alrededor de cada una de las líneas correspondientes a las vías de transporte, los cuales representan zonas de alto, medio y bajo riesgo, dependiendo de su cercanía a la línea. Las distancias de cada cinturón a la línea fueron asignadas conforme a la magnitud del posible impacto ocasionado por el tipo de vía hacia el lobo; de esta forma las vías de transporte fueron agrupadas en 7 categorías de distancia como se muestra en el Cuadro 2. Posteriormente, los cinturones equivalentes a alto, medio y bajo riesgo fueron reemplazados por valores numéricos iguales a 4, 3 y 2, respectivamente (Cuadro 2), con el fin de convertirlos a formato ráster (con una resolución de $0.0005^\circ \approx 50$ m) y después unirlos de forma tal que a las celdas en las que se cruzaran dos o más valores de riesgo, se les asignara el valor de riesgo más alto. Al mapa obtenido se le extrajo únicamente el área correspondiente a la distribución histórica (es decir, se eliminó el margen de 3 km que se le había agregado en un principio). Por último, se asignó un valor igual a 1, equivalente a zonas sin riesgo, a las celdas que estaban fuera de los 3 cinturones de riesgo pero dentro de la distribución histórica.

Cuadro 2. Distancias de riesgo para el lobo gris en México establecidas a cada lado de las vías de transporte y valores de riesgo en función de su cercanía.

| VÍAS DE TRANSPORTE | RIESGO ALTO (MTS) VALOR 4 | RIESGO MEDIO (MTS) VALOR 3 | RIESGO BAJO (MTS) VALOR 2 |
|--|------------------------------|-------------------------------|------------------------------|
| Brecha Vereda Terracería fuera de uso Vía férrea fuera de uso Carretera pavimentada fuera de uso | 50 | 100 | 150 |
| Terracería de 1 carril Vía férrea sencilla Aeropuerto fuera de uso | 75 | 150 | 225 |
| Terracería de 2 carriles Terracería en construcción Vía férrea doble Vía férrea en construcción | 100 | 200 | 300 |
| Carretera pavimentada de 1 carril | 125 | 250 | 375 |
| Carretera pavimentada de 2 carriles Carretera pavimentada en construcción Puente Tunel Aeropuerto local Calle | 250 | 500 | 750 |
| Carretera pavimentada de 4 carriles Carretera pavimentada de 6 carriles | 300 | 600 | 900 |
| Carretera pavimentada de más de 6 carriles Aeropuerto nacional Aeropuerto internacional | 400 | 800 | 1200 |

4.2.3 Análisis espacial de poblados y sus valores de riesgo

Al igual que para las vías de transporte, se construyó un gradiente de distancia de riesgo alrededor de los poblados con la finalidad de representar espacialmente que el riesgo de que un lobo sea detectado por personas aumenta al acercarse a un poblado.

Tomando como base el mapa digital del censo de población y vivienda 2000 del INEGI (INEGI 2002), se extrajeron todos los asentamientos humanos (representados por puntos) comprendidos dentro de la distribución histórica del lobo en México, además de un margen de 3

km alrededor, para considerar la zona de influencia de los poblados que estuvieran fuera del área de estudio (como en el caso del análisis espacial de vías de transporte).

Alrededor de cada uno de los asentamientos humanos obtenidos, fueron creados 3 anillos con el propósito de zonificar el riesgo en función de la distancia (alto, medio, y bajo, teniendo el anillo más cercano al poblado, el más alto valor de riesgo). Las distancias asignadas desde un pueblo dado hacia cada uno de sus 3 anillos de riesgo fueron determinadas de acuerdo al número de habitantes, siendo mayor la distancia cuanto más numerosa la población, de este modo, se establecieron 9 categorías de distancia (Cuadro 3).

Una vez generados los anillos para todas las categorías de distancia, se procedió a unirlos según su grado de riesgo, y después los valores de distancia correspondientes a dichos anillos fueron sustituidos por valores iguales a 4, 3 y 2 (Cuadro 3), para luego ser convertidos a formato ráster con una resolución de $0.0005^\circ \approx 50$ m. Los mapas resultantes de estas 3 zonas de riesgo se unieron en un sólo mapa bajo el criterio de que cuando distintas zonas de riesgo se superpusieran, les fuera conferido el valor de riesgo más alto. De este último mapa se extrajo el área correspondiente sólo a la distribución histórica. Finalmente, se le asignó un valor igual a 1 a las celdas que estaban fuera de los 3 anillos de riesgo, y se les consideró como zona sin riesgo.

Cuadro 3. Distancias de riesgo para el lobo gris en México establecidas alrededor de poblados y valores de riesgo en función de su cercanía.

| No. DE HABITANTES | RIESGO ALTO (KM) VALOR 4 | RIESGO MEDIO (KM) VALOR 3 | RIESGO BAJO (KM) VALOR 2 |
|----------------------|-----------------------------|------------------------------|-----------------------------|
| 1 - 500 | 0,5 | 1,0 | 1,5 |
| 501 - 1,500 | 1,0 | 2,0 | 3,0 |
| 1,501 - 3,000 | 1,5 | 3,0 | 4,5 |
| 3,001 - 7,500 | 2,0 | 4,0 | 6,0 |
| 7,501 - 15,000 | 2,5 | 5,0 | 7,5 |
| 15,001 - 25,000 | 3,0 | 6,0 | 9,0 |
| 25,001 - 50,000 | 3,5 | 7,0 | 10,5 |
| 50,001 - 500,000 | 4,0 | 8,0 | 12,0 |
| 500,001 - adelante | 4,5 | 9,0 | 13,5 |

4.2.4 Análisis espacial de riesgo por presencia humana

El análisis espacial de riesgo por presencia humana consistió simplemente en agrupar en un sólo mapa el riesgo que representan las vías de transporte y los poblados para el lobo mexicano. Al igual que en los procedimientos anteriores, la unión se realizó ponderando el valor de riesgo más alto en los casos en los que se cruzaron 2 o 3 valores en una misma celda. El mapa resultante tuvo una resolución espacial de $0.0005^\circ \approx 50$ m.

4.3 Detección de áreas viables para la liberación

Las áreas más favorables para efectuar las liberaciones de lobos en México fueron detectadas mediante la integración de los resultados del análisis espacial del hábitat y los resultados del análisis espacial de riesgo por presencia humana.

Los lobos son animales con una alta capacidad de desplazamiento, que requieren de zonas extensas para vivir (Mech y Boitani 2003b), por lo que en un principio se identificaron los fragmentos de hábitat continuo más grandes (es decir, sin hacer distinción entre los tipos de hábitat) dentro del área de distribución histórica, con lo cual fue posible hacer una primera aproximación a gran escala de las regiones más adecuadas para la reintroducción. Para tal fin, el mapa de calidad de hábitat adecuado para el lobo en la actualidad fue reclasificado con un valor para lo correspondiente a “hábitat” (independientemente de su valor de calidad) y otro para lo correspondiente al resto del área. También fue necesario cambiarle el tamaño de celda de 0.0005° a 0.00017° y pasar el mapa de una proyección geográfica a una proyección Cónica Conforme de Lambert (con un tamaño de celda ≈ 170 m), ya que se requería que las celdas fueran más grandes y que estuvieran en metros para poder ser analizadas con el Programa FragStats 3.3 (McGarigal et al. 2002; <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>), y de ésta manera estimar el número y tamaño de todos los fragmentos de hábitat continuo. Cabe señalar que se utilizó el criterio de las 8 celdas contiguas para delimitar los fragmentos (McGarigal et al. 2002; <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>; FragStats Documentation).

Del mapa de los fragmentos de hábitat continuo más grandes se extrajo únicamente el fragmento de mayor extensión. Finalmente, dentro de este fragmento se realizó una búsqueda de los parches más apropiados para la reintroducción con base en tres criterios distintos:

1. Sin riesgo por presencia humana
2. Calidad de hábitat
3. Conjunción de ambos factores

Para el primer caso, se localizaron los parches sin riesgo independientemente de su valor de calidad de hábitat. En relación al segundo caso, los parches fueron ubicados en función de su valor de calidad de hábitat (de la mejor a la peor), pero sin importar su valor de riesgo. Mientras que para el tercer caso, se localizaron los parches sin riesgo con relación a su valor de calidad de hábitat. En todos los casos el número y tamaño de los parches se cuantificó por medio de FragStats 3.3, por lo que durante el proceso fue necesario realizar las operaciones expuestas anteriormente (cambio de tamaño de celda, cambio de proyección y reclasificación). De igual modo, se usó el criterio de las 8 celdas contiguas para delimitar los parches.

4.4 Área de la distribución histórica que no se perderá debido al cambio climático

Con el fin de identificar el área de distribución histórica en México que potencialmente permanecerá estable en el futuro ante los efectos del cambio climático, es decir, el área que conservará las condiciones ambientales adecuadas para el lobo, se utilizó GARP para generar nuevos modelos de nicho ecológico proyectados a las simulaciones climáticas que hay para el año 2050. Esto fue hecho empleando el modelo de circulación general HadCM3 (Hadley Centre for Climate Change; <http://www.metoffice.com/research/hadleycentre/index.html>) bajo un escenario que supone un desarrollo regional con alta dependencia de combustibles fósiles como su principal fuente de energía, y que mantiene o incluso aumenta las actuales emisiones de gases invernadero (SRES A2; IPCC 2000).

Para construir estos nuevos modelos de distribución y después proyectarlos al futuro, se consideraron los mismos puntos de registro y las mismas bases de datos que fueron usadas para modelar la distribución histórica del lobo en México, así como también se tomaron en cuenta las

mismas variables bioclimáticas. La única diferencia radicó en que no se ingresaron al GARP las variables topográficas, ya que las relaciones que se mantienen entre ambos tipos de variables no permanecen en los modelos de cambio climático; es decir, se plantea que la relación elevación-temperatura que se presenta en la actualidad se verá modificada ante los cambios producidos por el calentamiento global.

Se produjeron 100 modelos en GARP, de los que fueron seleccionados los 10 mejores (Anderson et al. 2003) y presentados en una escala de consenso de 0 a 10, en formato ráster con una resolución de $0.01^\circ \approx 1$ km. A continuación, se siguió el mismo método que fue empleado para generar el mapa de distribución histórica. De manera que del mapa de distribución potencial obtenido con GARP para el clima actual, fueron recortadas las zonas de sobrepredicción (la península de Baja California y Chiapas); y después se les aplicó una prueba de ji-cuadrada a los registros que no se consideraron en GARP (los mismos que se usaron para el análisis de distribución histórica), debido a que, con base en los resultados obtenidos para la distribución potencial actual, se pretendía establecer el umbral de consenso que se tomaría en cuenta para crear el mapa que representara la posible distribución del lobo mexicano en el futuro ante un escenario de cambio climático.

Una vez establecido el umbral de consenso, se eliminaron todas las celdas de la distribución potencial en el futuro que no coincidieran con las de la distribución histórica. Para tal fin, se tomó como base el mapa de distribución potencial en el año 2050, se le extrajo el área correspondiente a la distribución histórica y las celdas correspondientes a “no data” fueron reclasificadas con valor = 0.

4.5 Detección de áreas viables para la liberación al considerar el cambio climático

La detección de tales áreas también se llevó a cabo mediante la integración de los resultados obtenidos en el análisis espacial del hábitat y de los factores antropogénicos, pero la búsqueda se realizó dentro del área de distribución histórica que permanecerá estable en el futuro ante los efectos del cambio climático.

El primer paso de este proceso consistió en generar un mapa que representara las porciones de la distribución histórica que actualmente poseen un hábitat adecuado para el lobo mexicano (con su correspondiente valor de calidad) y de las que además se espera que sigan formando parte de su distribución en el futuro al considerar el cambio climático. Para su elaboración se tomó como base el mapa de distribución histórica que no se perderá en el futuro ante el escenario de cambio climático y con él se cortó el mapa de hábitat adecuado en la actualidad. Al resultado le fueron eliminadas las celdas de distribución que no se perderá en el futuro, que no coincidieran con las de hábitat adecuado actualmente. Por último, al resto del país se le designó la categoría de “no adecuado” y se le asignó un valor = 0. El mapa resultante tuvo una resolución espacial de $0.0005^\circ \approx 50$ m.

Como segundo paso, se identificaron los fragmentos de hábitat continuo más grandes (sin hacer distinción entre tipos de hábitat), con el propósito de obtener una aproximación a gran escala de cuáles son las regiones más apropiadas para la liberación de lobos en México cuando se considera el fenómeno del cambio climático global. Para tal fin, se llevó a cabo exactamente el mismo procedimiento que se empleó anteriormente en la búsqueda de fragmentos dentro del área de distribución histórica, salvo que se usó como base el mapa de calidad de hábitat adecuado en la actualidad dentro del área de distribución histórica que se espera siga formando parte de la distribución del lobo en el futuro al considerar el cambio climático. Posteriormente, dentro del fragmento de mayor extensión se realizó una búsqueda de los parches más apropiados para la reintroducción con base en los mismos criterios descritos en el análisis espacial que no toma en cuenta el cambio climático:

1. Sin riesgo por presencia humana
2. Calidad de hábitat
3. Conjunción de ambos factores

El procedimiento efectuado para el desarrollo de estos 3 criterios fue idéntico al que se utilizó previamente, a excepción de que para éste se usaron como base los mapas que sí consideran el cambio climático.

V. RESULTADOS

5.1 Distribución histórica

Como producto de la búsqueda y georreferenciación de localidades históricas de registro del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) se generó una base de datos conformada por un total de 278 registros únicos, de los cuales 14 correspondían a territorio estadounidense y 264 a territorio mexicano. El registro más septentrional se ubicó en Arizona, Estados Unidos, mientras que el registro más meridional se encontró en Oaxaca, México (Fig. 6). Del total de registros, 29 fueron obtenidos a partir de colecciones científicas de Estados Unidos, 30 de referencias bibliográficas y 219 de entrevistas efectuadas en comunidades rurales del estado de Durango, México (Servín datos no publicados).

De los 264 registros de lobo mexicano encontrados para México, 43 fueron elegidos al azar e introducidos al GARP para realizar el modelado de nicho ecológico. Por otra parte, los resultados obtenidos en la prueba de ji-cuadrada aplicada a los 221 puntos de registro restantes, es decir, los que no fueron introducidos al GARP para modelar la distribución histórica, fueron altamente significativos ($\chi^2 = 17.059-85.293$, *g.l.* = 1, $P < 0.01$) para todo el intervalo de consenso de los 10 mejores modelos, lo cual indica que la distribución predicha por estos modelos predice mucho mejor que un modelo nulo los puntos de validación. Así mismo, se determinó que la distribución histórica del lobo en México estaría delimitada por el área predicha en el umbral de consenso de 7 a 10, debido a que presenta un porcentaje bajo de omisión (9.95%).

Los resultados indicaron que la distribución histórica del lobo en México se extendía en su mayoría a lo largo de las principales cadenas montañosas del país, abarcando 4 grandes regiones: la Sierra Madre Occidental (desde Sonora y Chihuahua hasta Aguascalientes en el centro de México), el Eje Neovolcánico Transversal (del estado de Jalisco al de Veracruz), una fracción de la Sierra Madre Oriental (Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas y San Luis Potosí) y la parte de la Sierra Madre del Sur que se encuentra en Oaxaca (Fig. 6).

5.2 Análisis espacial del hábitat y de factores antropogénicos

5.2.1 Análisis espacial del hábitat sus y valores de calidad

Como resultado del análisis de vegetación primaria aplicado a los 264 puntos de registro de lobo mexicano encontrados para México, es decir, sin considerar los 14 registros de Estados Unidos, se identificaron 10 tipos de hábitat. La frecuencia más alta de registros (173 = 65.53%) correspondió a bosque de pino, seguido por bosque de pino-encino (57 = 21.59%); mientras que el bosque de encino (11 = 4.16%) y el bosque de encino-pino (10 = 3.78%) representaron menos del 5%. El pastizal natural, el bosque de ayarín y el mezquital obtuvieron porcentajes de ocurrencia muy bajos (5 = 1.89%, 3 = 1.13% y 2 = 0.75%, respectivamente), pero los tipos de hábitat con el menor número de registros fueron el bosque de oyamel, el matorral desértico micrófilo y el matorral subtropical (1 = 0.37% cada uno). Por otra parte, se encontró que el lobo mexicano no usaba los tipos de hábitat en proporción a su disponibilidad dentro de su área de distribución ($\chi^2 = 13651.96$, *g.l.* = 10, $P < 0.001$), sino que seleccionaba el bosque de pino, el bosque de pino-encino y el bosque de encino-pino. Usaba el bosque de encino, el bosque de ayarín, el bosque de oyamel y el mezquital en proporción a su disponibilidad y el pastizal natural, el matorral desértico micrófilo y el matorral subtropical en menor proporción de la esperada (Cuadro 4).

Cuadro 4. Selección de hábitat del lobo gris en México. Análisis realizado con base en la vegetación primaria (Intervalos de confianza de Bonferroni).

| TIPO DE HÁBITAT | PROPORCIÓN DE USO ESPERADA | PROPORCIÓN DE USO OBSERVADA | INTERVALO BONFERRONI | | SELECCIÓN |
|------------------------------|----------------------------|-----------------------------|----------------------|----------|---------------|
| | | | INFERIOR | SUPERIOR | |
| Bosque de pino | 0,0332 | 0,6553 | 0,5722 | 0,7384 | OBS > ESP (+) |
| Bosque de pino-encino | 0,0053 | 0,2159 | 0,1440 | 0,2878 | OBS > ESP (+) |
| Bosque de encino | 0,0335 | 0,0417 | 0,0067 | 0,0766 | OBS = ESP (=) |
| Bosque de encino-pino | 0,0042 | 0,0379 | 0,0045 | 0,0712 | OBS > ESP (+) |
| Pastizal natural | 0,2696 | 0,0189 | -0,0049 | 0,0428 | OBS < ESP (-) |
| Bosque de ayarín | 4,2E-06 | 0,0114 | -0,0072 | 0,0299 | OBS = ESP (=) |
| Mesquital | 0,0017 | 0,0076 | -0,0076 | 0,0227 | OBS = ESP (=) |
| Bosque de oyamel | 0,0001 | 0,0038 | -0,0069 | 0,0145 | OBS = ESP (=) |
| Matorral desértico micrófilo | 0,2559 | 0,0038 | -0,0069 | 0,0145 | OBS < ESP (-) |
| Matorral subtropical | 0,0213 | 0,0038 | -0,0069 | 0,0145 | OBS < ESP (-) |
| Otros | 0,3752 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | OBS < ESP (-) |

Como producto de la integración de los resultados del análisis de selección de hábitat con la vegetación actual de México, así como con el grado de perturbación en el que ésta se encuentra, se determinaron 8 tipos de hábitat adecuados para el lobo mexicano en la actualidad, mismos que fueron asociados a un valor de calidad que fluctúa entre 1 y 6, donde 1 equivale a la más alta calidad de hábitat, y 6 a la más baja (Cuadro 5).

Cuadro 5. Valores de calidad de hábitat adecuado para el lobo gris en México en la actualidad.

| TIPO DE HÁBITAT | VALOR DE CALIDAD DE HÁBITAT |
|--|-----------------------------|
| Bosque de pino Bosque de pino-encino (incluye encino-pino) | 1 |
| Bosque de pino con vegetación secundaria arbustiva y herbácea Bosque de pino-encino (incluye encino-pino) con vegetación secundaria arbustiva y herbácea | 2 |
| Bosque de encino Bosque de oyamel (incluye ayarín y cedro) Mezquital (incluye huizachal) | 3 |
| Bosque de encino con vegetación secundaria arbustiva y herbácea Bosque de oyamel (incluye ayarín y cedro) con vegetación secundaria arbustiva y herbácea Mezquital (incluye huizachal) con vegetación secundaria | 4 |
| Matorral desértico micrófilo Matorral subtropical | 5 |
| Matorral desértico micrófilo con vegetación secundaria Matorral subtropical con vegetación secundaria arbustiva y herbácea Pastizal natural (incluye pastizal huizachal) | 6 |

Partiendo de la información anterior, se construyó el mapa de la Fig. 7a, en la que se puede observar que del total de la distribución histórica del lobo en México, actualmente sólo el 53.83% se mantiene como hábitat adecuado para el lobo. También se encontró que los mejores valores de calidad de hábitat (1 y 2), que corresponden a bosque de pino y bosque de pino-encino (conservado y perturbado), se localizan principalmente en la Sierra Madre Occidental (Fig. 7b).

5.2.2 Análisis espacial de vías de transporte y sus valores de riesgo

Se encontró que, a lo largo de lo que antes fuera la distribución del lobo en México, actualmente se extiende una amplia red de vías de transporte, la cual está constituida en su mayoría por brechas, veredas, terracerías y vías férreas, ya que en comparación con éstas, las calles y carreteras pavimentadas de 2 a más de 6 carriles, así como los aeropuertos, puentes y túneles son escasos y se encuentran concentrados en el centro del país.

Debido a lo anterior, la Fig. 8 muestra que la superficie de riesgo por vías de transporte (desde bajo = 2 hasta alto = 4) es mayor sobre el Eje Neovolcánico Transversal, y que es menos representativa a lo largo de las sierras, principalmente de la Sierra Madre Occidental, sobre la que se distingue una gran superficie sin riesgo (valor = 1), fundamentalmente en los estados de Sonora, Chihuahua y Durango.

5.2.3 Análisis espacial de poblados y sus valores de riesgo

En el análisis espacial de poblados se encontró que dentro del área de distribución histórica del lobo en México (incluyendo el margen de 3 km que se estableció alrededor) existen un total de 69,677 localidades, cuyas poblaciones van desde un sólo habitante hasta 1,773,343 habitantes. Los asentamientos humanos con mayor número de habitantes se localizaron principalmente en el centro del país, a lo largo del Eje Neovolcánico Transversal y sus alrededores, mientras que en las partes más elevadas de las sierras (alrededor de los 2,000 msnm), salvo algunas excepciones, la tendencia fue a encontrar poblados pequeños con pocos habitantes (de 1 a 500, aproximadamente).

A modo descriptivo, al igual que en la Fig. 8, en la Fig. 9 se puede apreciar que la zona más extensa que no representa un riesgo para el lobo con respecto a los poblados (valor = 1) se localiza en la Sierra Madre Occidental, abarcando Sonora, Chihuahua, Durango, y en menor grado, Zacatecas. La Sierra Madre Oriental, por su parte, también presenta un área sin riesgo considerablemente grande en Coahuila.

5.2.4 Análisis espacial de riesgo por presencia humana

La Fig. 10 muestra que el Eje Neovolcánico Transversal es la región que actualmente tiene la mayor concentración de poblados y vías de transporte dentro de la distribución histórica del lobo en México, y por ende la región que representa un mayor riesgo derivado de la presencia humana. Aunque en menor grado, la Sierra Madre del Sur, en Oaxaca, y la Sierra Madre Oriental, salvo en Coahuila, también presentan un área extensa de riesgo, mientras que en la Sierra Madre Occidental se observa una menor concentración de vías de transporte y poblados, especialmente en Sonora, Chihuahua, Durango y el occidente de Zacatecas.

5.3 Detección de áreas viables para la liberación

Al realizar la primera aproximación a gran escala de las regiones más adecuadas para la reintroducción del lobo mexicano dentro su área de distribución histórica, se encontró que los 6 fragmentos de hábitat continuo más extensos en el país (mayores de 5,000 km²) se localizan a lo largo de la Sierra Madre Occidental (Fig. 11).

El fragmento de hábitat continuo más grande obtenido a partir del mapa de distribución histórica cuenta con un área de 151,416.63 km². Del total del área del fragmento, la mayor parte se ubica sobre la fracción de la Sierra Madre Occidental que le corresponde a los estados de Chihuahua, Durango y Zacatecas, aunque también abarca una pequeña porción de Sonora, Sinaloa, Nayarit, Jalisco y Aguascalientes (Fig. 11).

El fragmento que le sigue en extensión es mucho más pequeño, ya que posee un área de 10,480.41 km², también se localiza sobre la Sierra Madre Occidental pero en la parte correspondiente a los estados de Jalisco y Guanajuato, principalmente, y de San Luis Potosí, Aguascalientes y Zacatecas, en mucho menor proporción. A éste le sigue un fragmento de hábitat continuo de 9,059.34 km² que se encuentra en el norte de Sonora, seguido por uno de 7,391.34 km² ubicado en Chihuahua, cerca del límite con Coahuila. Por último, también se encontró un fragmento de 5,838.00 km² en Oaxaca y otro de 5,473.31 km² en la parte del Eje Neovolcánico

Transversal que le pertenece a Jalisco, así como a una pequeña fracción de Michoacán y Colima. El resto de los fragmentos obtenidos tienen áreas menores de 5,000 km² (Fig. 11).

Según los 3 criterios de selección aplicados, los resultados de la búsqueda de los parches más apropiados para la reintroducción de lobos dentro del fragmento más grande de hábitat continuo obtenido, fueron los siguientes:

1. Sin riesgo por presencia humana:

Se obtuvieron un total de 4,568 parches sin riesgo por presencia humana, los cuales conforman un área total de 110,731.76 km². El parche de mayor tamaño mide 9,093.64 km² y se localiza entre Sonora y Chihuahua, muy cerca de la frontera con Estados Unidos. El parche que le sigue en extensión cuenta con un área de 7,097.23 km² y se ubica justo por debajo del parche más grande, abarcando igualmente la frontera entre Sonora y Chihuahua. Sólo estos dos parches cuentan con un área superior a los 5,000 km² (Fig. 12). En la Fig. 12 también se puede observar que en Chihuahua, al este de los dos parches más grandes, se encuentran parches con extensiones de más de 1,000 a 5,000 km², así como otros más pequeños que van desde los 500 hasta los 1,000 km²; sin embargo al centro y sur de Chihuahua (hacia Durango), salvo 4 parches con extensiones que cuentan con más de 500 a 1,000 km², todos los demás parches presentes son de áreas pequeñas, del orden de más de 200 a 500 km², o menores. En Durango, si bien no se localizan los parches más grandes, sí existe un gran número de parches que oscilan entre los 500 y los 5,000 km², uno de los cuales lo comparte con Zacatecas, donde además se ubican 2 parches dentro del intervalo de 500 a 1,000 km².

2. Calidad de hábitat:

En el fragmento de hábitat continuo más grande se encontró que los valores de alta calidad de hábitat (1 y 2) ocupan la mayor extensión, con un total de 53,538.78 y de 32,023.39 km², respectivamente, y se extienden a lo largo de todo el fragmento, aunque la mayor cantidad de área se encuentra en Durango y Chihuahua (Figs. 13a y 13b). Por el tipo de hábitat al que corresponden (bosque de pino y bosque de pino-encino), se localizan en las partes altas de la

sierra. Le siguen en extensión los parches con la más baja calidad de hábitat (6) (Fig. 13c), los cuales abarcan en total 30,783.93 km², y junto con los de calidad de hábitat 5 se ubican en las partes bajas de la sierra, a lo largo de la fracción este del fragmento. Los parches con calidad de hábitat 3 y 4 constan de 14,114.84 y 13,091.67 km², respectivamente, y geográficamente es común encontrarlos junto a los parches con valores 1 y 2. Por último, los parches con calidad de hábitat 5 representan la menor extensión (7,864.00 km²).

Se encontraron 1,023 parches con la más alta calidad de hábitat (1), el más grande de ellos, mismo que también es el parche de mayor tamaño al considerar todos los valores de calidad de hábitat en conjunto, se localiza entre el norte de Durango y el sur de Chihuahua y mide 6,297.57 km² (Fig. 13a). Al sur y al norte del parche más grande se ubican varios de los parches que tienen áreas de más de 1,000 a 5,000 km² y son más numerosos que los parches con áreas de más de 500 a 1,000 km² (Fig. 13a). Con respecto a la calidad de hábitat 2, existen sólo 3 parches del intervalo de más de 1,000 a 5,000 km², dos de ellos se localizan en el estado de Durango debajo del parche más grande con valor 1, y el tercero en Chihuahua (Fig. 13b). Son muy escasos los parches que cuentan con más de 500 hasta 2,215.82 km² dentro de los valores de calidad de hábitat de 3 a 5, sin embargo, en el caso de la más baja calidad de hábitat (6) se encontró un parche de 5,216.27 km² (el segundo más grande después del de valor 1) en el norte de Chihuahua (Fig. 13c). Es importante mencionar que dentro de todo el fragmento de hábitat continuo e independientemente del valor de calidad de hábitat, la gran mayoría de los parches miden menos de 200 km².

3. Conjunción de ambos factores:

Al clasificar los parches sin riesgo por presencia humana (valor = 1) con respecto a su calidad de hábitat (1-6), se encontró que los parches de más alta calidad (1) ocupan la mayor extensión, ya que representan el 34.23% (37,910.64 km²) del total del fragmento, le siguen los parches de más baja calidad (6) con el 20.74% (22,968.39 km²), y los de calidad 2, que representan el 20.43% (22,632.11 km²). Los parches con valor de calidad 3 en conjunto abarcan un área de 11,192.82 km², equivalente al 10.10%, y por último, los parches con calidad de hábitat 4 y 5, que representan el 8.95% (9,915.38 km²) y el 5.52% (6,112.40 km²), respectivamente.

Se obtuvieron un total de 4,217 parches que constituyen el escenario ideal, es decir parches que no representan ningún riesgo por presencia humana (valor = 1) y que además poseen la más alta calidad de hábitat (1). No obstante, la mayoría (4,191 = 99.38%) tienen superficies muy pequeñas, menores a 200 km², de modo que tan sólo 21 parches (0.49%) cuentan con áreas de más de 200 a 500 km² (Fig. 13a). De éstos, 12 se localizan en Chihuahua, principalmente en el norte, 7 en Durango, pero distribuidos en todo el estado, y 1 en Jalisco (Fig. 13a). Únicamente 5 parches poseen áreas del intervalo de más de 500 a 1,000 km², de los cuales 3 se encuentran ubicados en Chihuahua (2 en el norte y 1 en el centro), 1 en Durango y otro en Zacatecas (Fig. 13a).

Del total de parches sin riesgo por presencia humana (valor = 1) pero con un valor de calidad de hábitat 2, se obtuvieron 3,927 parches (equivalente al 99.74%) con áreas inferiores a los 200 km² y 10 parches (equivalente al 0.25%) de más de 200 a 500 km² ubicados principalmente en la sierra de Durango (Fig. 13b). El único parche que presenta un área superior a los 1,000 km² (1,193.28 km²) pertenece a un valor de calidad de hábitat 3 y se localiza entre el norte de Chihuahua y el norte de Sonora; este valor de calidad también cuenta con 2 parches del intervalo de más de 200 a 500 km², uno ubicado en el norte de Chihuahua, al este del parche más grande, y otro entre Zacatecas y Colima; el resto (2,161 parches) son menores de 200 km² (Fig. 13c). Los parches con valor de calidad 4 son todos (1,909) menores de 200 km², excepto uno de 510.28 km² ubicado en la frontera entre Chihuahua y Sonora a la altura del centro de ambos estados, y dos de más de 200 a 500 km² localizados en Chihuahua y Sonora, uno a cada lado del parche más grande. En cuanto a los 1,035 parches cuya calidad de hábitat es 5, solamente se encontraron 3 pertenecientes al intervalo de más de 200 a 500 km², todos ellos ubicados en la frontera entre Chihuahua y Durango. Finalmente, de los 2,591 parches con la más baja calidad de hábitat (6), 4 presentan áreas de más de 500 km² a 1,000 km² (3 al norte de Chihuahua y 1 más al sur, en la frontera entre Chihuahua y Durango), 15 tienen áreas de más de 200 a 500 km², que en su mayoría se ubican alrededor de los 4 más grandes, y el resto consiste en pequeños parches de menos de 200 km².

5.4 Área de la distribución histórica que no se perderá debido al cambio climático

Al igual que para la distribución histórica, los resultados obtenidos con la prueba de ji-cuadrada fueron altamente significativos ($\chi^2 = 34.597-197.801$, *g.l.* = 1, $P < 0.01$) para toda el área de consenso de los 10 mejores modelos, por lo que se puede decir que la predicción de la distribución efectuada por GARP fue altamente eficaz. A través de la prueba de ji-cuadrada también fue posible demostrar que el umbral de consenso de 8 a 10 (omisión = 8.14%) fue el más adecuado para determinar la distribución potencial del lobo en México en el análisis de cambio climático.

Con respecto a la distribución histórica, en la proyección obtenida a través del GARP para el año 2050, la distribución se concentra en las zonas de mayor altitud, lo cual provoca una reducción de área en las 4 regiones: Sierra Madre Occidental, Eje Neovolcánico Transversal, Sierra Madre Oriental y Sierra Madre del Sur. También se observa una pérdida en la continuidad que mantienen la Sierra Madre Occidental y el Eje Neovolcánico Transversal en el mapa de distribución histórica (Fig. 15).

5.5 Detección de áreas viables para la liberación al considerar el cambio climático

Al comparar el área total que actualmente ocupa el hábitat adecuado para el lobo en México con respecto al área correspondiente a la distribución histórica que potencialmente permanecerá en el futuro (2050), se estima una pérdida del 51.69% (Fig. 16a). Dicha pérdida es más representativa para los hábitat de calidad 5 y 6, de los cuales se calcula una pérdida del 95.97 y el 88.17% del área actual, respectivamente; así mismo, se pierde casi la mitad (48.49% y 47.86%) de los hábitat de mediana calidad (valores 3 y 4, respectivamente). No obstante, se estima un menor porcentaje de pérdida de área para los hábitat de alta calidad, valores 1 y 2, de los cuales se pierde el 25.82% y el 24.13%, respectivamente. De esta forma, en la Fig. 16b es posible apreciar que las zonas más adecuadas para albergar lobos en el futuro se concentrarán en las partes más altas de las montañas, mismas que actualmente corresponden principalmente a bosque de pino y bosque de pino-encino.

Como resultado de la identificación a gran escala de las regiones más adecuadas para la reintroducción del lobo mexicano al considerar el cambio climático, se encontró que los fragmentos de hábitat continuo más extensos dentro del país (mayores de 5,000 km²) se localizan a lo largo de la Sierra Madre Occidental (Fig. 17), lo cual coincide con los resultados obtenidos tomando en cuenta toda el área de distribución histórica.

Por otra parte, se encontró que el fragmento de hábitat continuo de mayor extensión que además mantendrá las condiciones ambientales adecuadas para el lobo mexicano en el futuro, comprende un área de 72,644.80 km², la cual abarca las partes más altas de la Sierra Madre Occidental de Chihuahua y Durango, principalmente, y de Sonora y Sinaloa en mucho menor magnitud (Fig. 17). De tal forma, se estima que del fragmento de hábitat continuo más grande que existe actualmente dejarán de ser adecuados para el lobo mexicano un total de 78,771.83 km², equivalente al 52.02%, debido al fenómeno del cambio climático global. La pérdida consiste en las partes bajas de la sierra de los estados antes mencionados, además de que se pierde en su totalidad el área que había sido detectada como adecuada para la distribución del lobo en Zacatecas, Nayarit, Jalisco y Aguascalientes.

El fragmento de hábitat continuo que le sigue en extensión se localiza en el norte de Sonora y mide 5,601.48 km². Cabe destacar que los fragmentos restantes tienen áreas inferiores a los 5,000 km² (Fig. 17).

Según los 3 criterios de selección aplicados, los resultados de la búsqueda de los parches más apropiados para la reintroducción de lobos dentro del fragmento más grande de hábitat continuo obtenido al considerar los efectos del cambio climático, fueron los siguientes:

1. Sin riesgo por presencia humana:

En comparación con la Fig. 12, en la Fig. 18 el número de parches equivalentes a zonas sin riesgo derivado de la presencia humana se reduce casi a la mitad (2,295), así como el área total que ocupan dentro del fragmento, que es igual a 51,386.91 km². Sólo permanecen los parches correspondientes a Sonora, Chihuahua y Durango, aunque en menor número y tamaño.

Se pierden los parches mayores a 5,000 km², siendo los 3 más grandes, de tan sólo 3,990.80, 2,985.13 y 2,410.89 km², éstos conforman en gran medida lo que corresponde a los 2 parches más grandes de la Fig. 12, y por lo tanto también se localizan en la frontera entre Sonora y Chihuahua, excepto por la fracción norte del parche más grande (junto a la frontera con Estados Unidos), la cual desaparece. Es importante mencionar que el mayor de éstos 3 parches, corresponde a la parte sur del fragmento de 7,097.23 km² que se muestra en la Fig. 12.

De acuerdo con el mapa de la Fig. 18, en Chihuahua se pierden los parches de más de 1,000 a 5,000 km² que se ubicaban al este de los 2 más grandes, y a su vez se reduce el número de parches pertenecientes al intervalo de más de 500 a 1,000 km², mismos que desaparecen por completo en el centro y sur de Chihuahua. No obstante, en Durango la diferencia en comparación con el mapa de la Fig. 12 es menor que en Chihuahua, ya que aún cuando se pierden los parches ubicados en el noreste y en el sur del estado, se siguen encontrando casi el mismo número de parches con áreas entre 500 a 5,000 km².

2. Calidad de hábitat:

Si se toma en cuenta el cambio climático se reduce enormemente el número y extensión de los parches con calidad de hábitat 5 y 6, representando en total un área de 15.40 y 908.21 km², respectivamente, dentro del fragmento de hábitat continuo más grande. Así mismo, se pierde área de calidad de hábitat 3, ocupando un total de 5,090.73 km², y 4, con un total de 5,177.03 km². Por otra parte, los parches con alta calidad de hábitat (1 y 2) continúan siendo los más extensos dentro del fragmento, ya que en total cubren áreas de 36,981.39 y de 24,472.02 km², respectivamente.

Comparando la Fig. 19a con la Fig. 13a, el número de parches con la más alta calidad de hábitat (1) se reduce a 879 (es decir se pierde el 14.07% del total), siendo el más grande de ellos el mismo que el encontrado en la Fig. 13a entre el norte de Durango y el sur de Chihuahua, pero con un área un poco menor (de 5,923.48 km²). Este parche representa el de mayor tamaño, aún considerando todos los valores de calidad de hábitat. En la Fig. 19a también se puede observar que se pierden los parches del sur de Durango hacia abajo, y del norte de Chihuahua, en la

frontera con Estados Unidos. Al igual que en la Fig. 13a, se siguen encontrando parches con áreas de más de 1,000 a 5,000 km² hacia el norte y hacia el sur del parche más grande, siendo más numerosos que los parches con áreas menores (de más de 500 a 1,000 km²). En la Fig. 19b se puede observar que la disposición de los parches con calidad de hábitat 2 no difiere mucho de la Fig. 13b, de modo que permanecen los parches del intervalo de más de 1,000 a 5,000 km² que se ubicaban en Durango por debajo del parche más grande con la mejor calidad de hábitat. Así mismo, los parches con valor de calidad de hábitat 4, permanecen casi sin alteración, sin embargo los valores 3 y 5 presentan parches muy pequeños, todos ellos con un área menor a los 200 km², excepto uno ubicado en Sonora (de calidad 3) que posee un área de 702.24 km². En cuanto al valor de calidad de hábitat 6 (Fig. 19c), se encontró que se pierden todos los parches mayores a 200 km², y por ende el de más de 5,000 km², que era el segundo más grande después del de valor 1, y que se localizaba en el norte de Chihuahua.

3. Conjunción de ambos factores:

Al considerar la calidad de hábitat a la que corresponden los parches sin riesgo por presencia humana, los parches de alta calidad (1 y 2) ocupan la mayor extensión dentro del fragmento, ya que representan el 49.62% (25,501.30 km²) y el 33.01% (16,963.60 km²) del total, respectivamente. El área que alcanzan los parches de calidad 4 (4,180.73 km²) constituye el 8.13% de todo el fragmento, y los de calidad 3 (4,085.13 km²) el 7.94%. Los que abarcan menos área, sobre todo en comparación con el análisis que no toma en cuenta el cambio climático, son los parches de baja calidad (6 y 5), que ocupan el 1.26% (649.67 km²) y el 0.01% (6.47 km²), respectivamente.

Se encontraron un total de 3,319 parches que además de no representar ningún riesgo para el lobo (valor = 1) también poseen la más alta calidad de hábitat (1), 14 de ellos tienen áreas de más de 200 a 500 km², de los cuales 8 se encuentran ubicados en Chihuahua (6 en el norte, 1 en el centro, y 1 en el sur) y 6 distribuidos en la sierra de Durango (Fig. 20a). En el norte y centro de Chihuahua fueron obtenidos 2 parches con áreas de más de 500 a 1000 km², mientras que los 3,303 parches restantes (equivalente al 99.51%) no alcanzan los 200 km² (Fig. 20a).

Del mismo modo que en la Fig. 14b, en la Fig. 20b la mayoría (7 de 8) de los parches con valor de calidad 2 y con áreas de más de 200 a 500 km² se localizan en la sierra de Durango, mientras que el resto de los parches (3,151) cuenta con áreas menores a los 200 km². Por otra parte, a diferencia de la Fig. 14c, en la Fig. 20c no se encontró ningún parche con calidad de hábitat 3 superior a los 1,000 km², y salvo un parche de 457.66 km² en el norte de Chihuahua, todos los demás (1,073) tienen menos de 200 km². En cuanto a los parches con valor de calidad 4, la mayoría son muy pequeños (menores de 200 km²) y se pierde el más grande (de 510.28 km²), ubicado en la frontera entre Chihuahua y Sonora, pero se sigue contando con 2 parches del intervalo de más de 200 a 500 km² en Chihuahua y Sonora (muy cerca de la frontera entre ambos estados). El 100% de los parches con baja calidad de hábitat (5 y 6) son tan pequeños que no llegan ni a los 50 km².

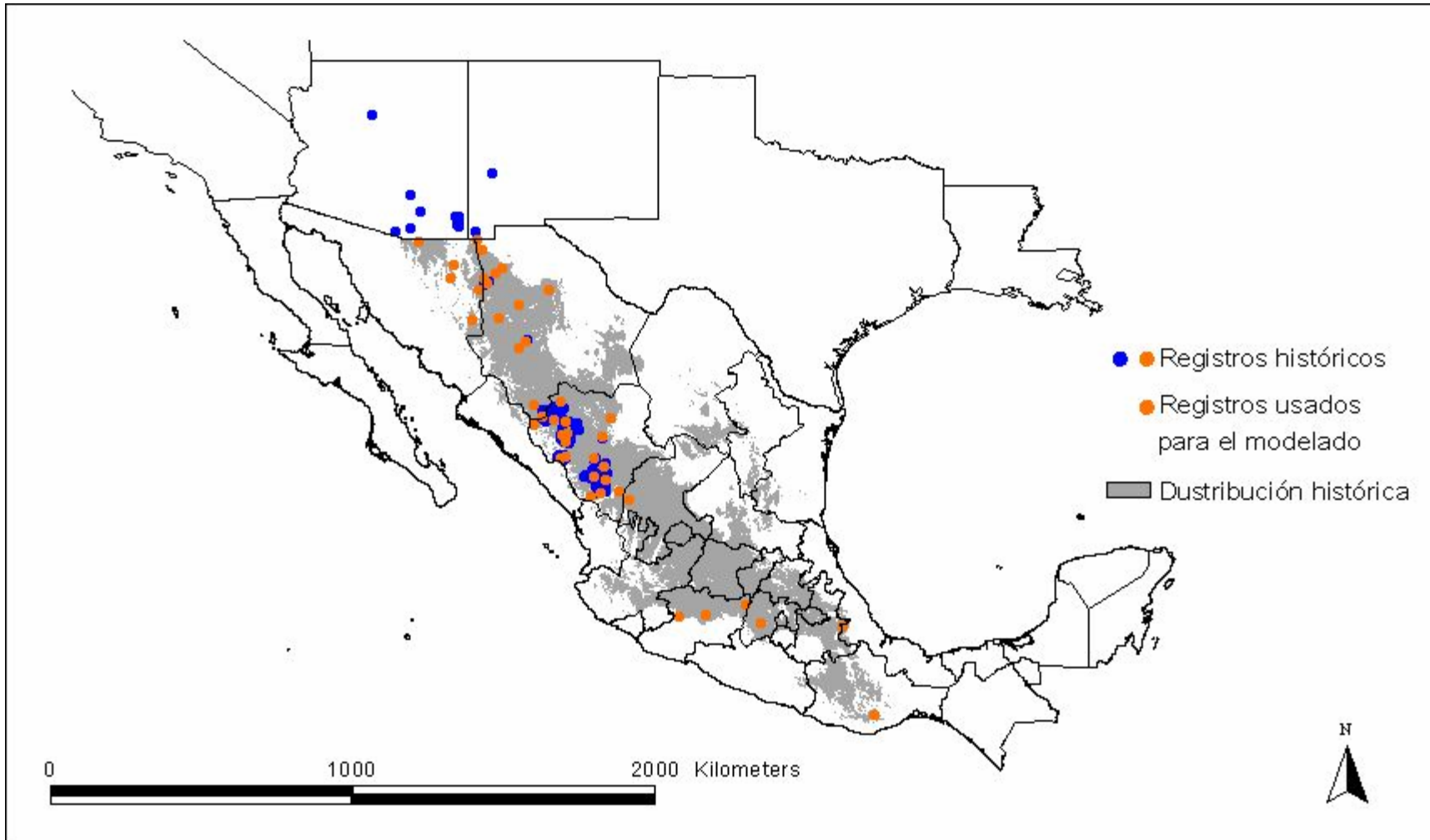


Figura 6. Registros y distribución histórica del lobo gris en México obtenida a través del modelado de su nicho ecológico.

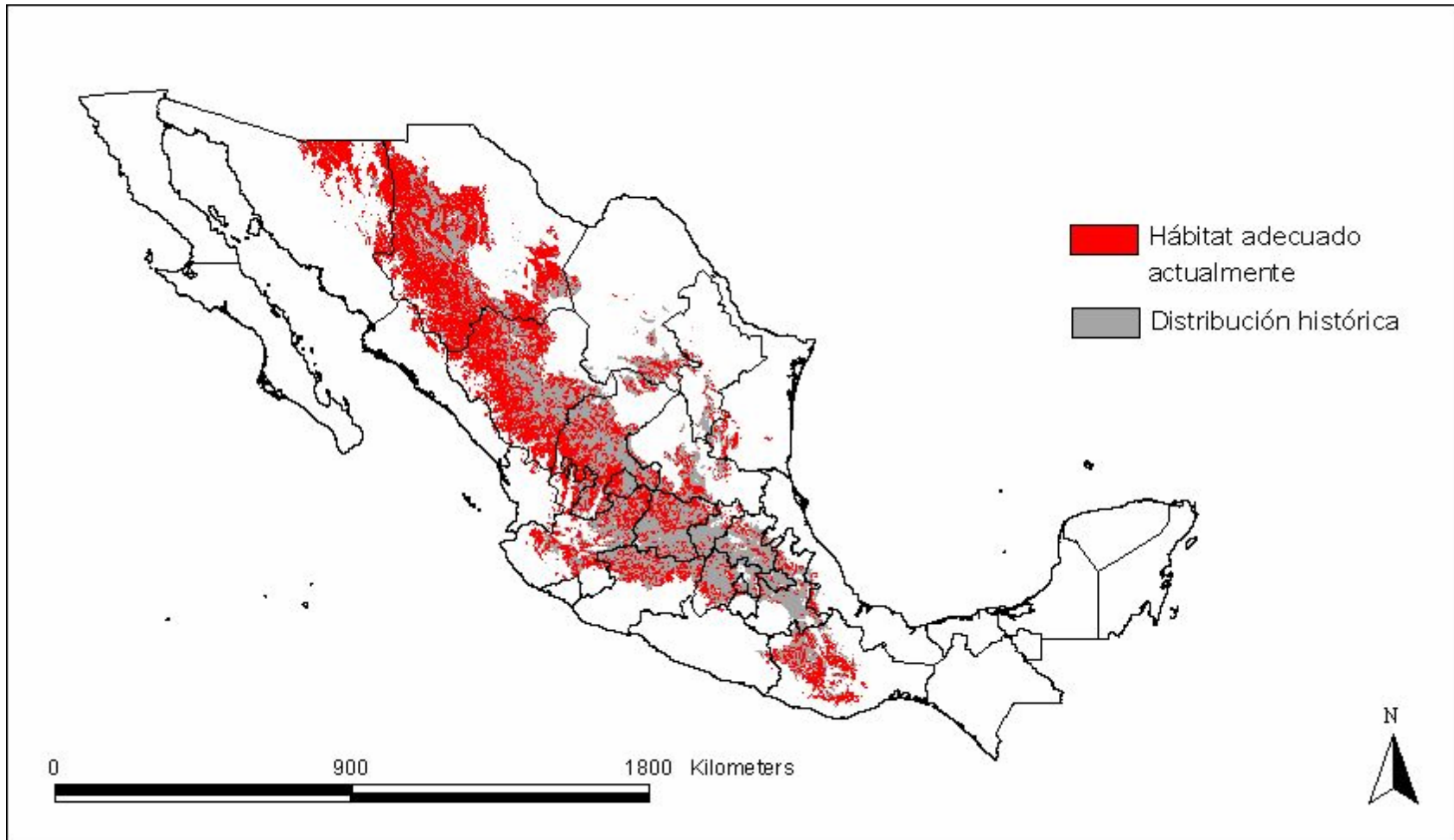


Figura 7a. Ubicación actual del hábitat adecuado para el lobo gris dentro su distribución histórica en México.

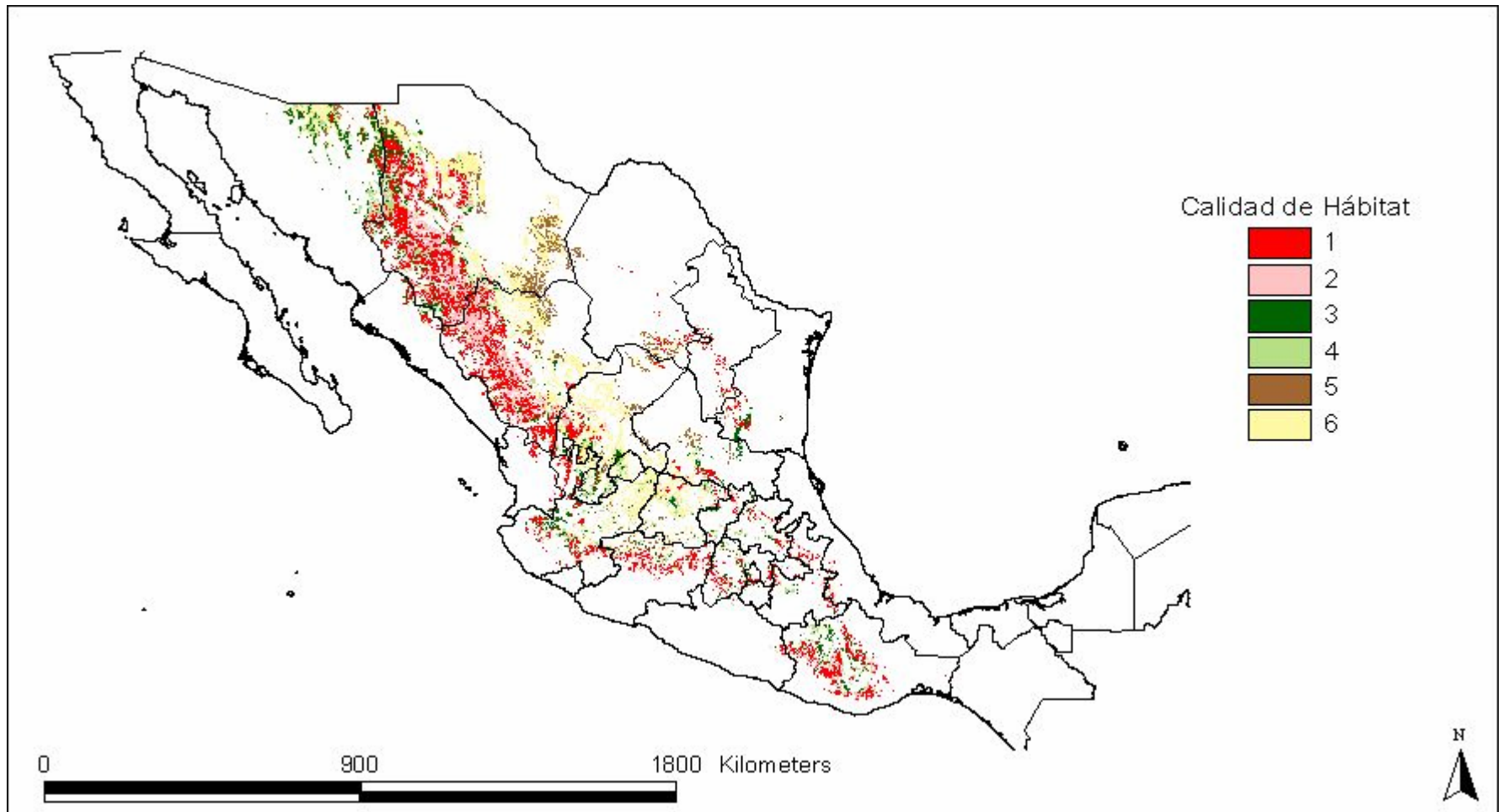


Figura 7b. Valores de calidad de hábitat adecuado actualmente para el lobo gris en México. Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5.

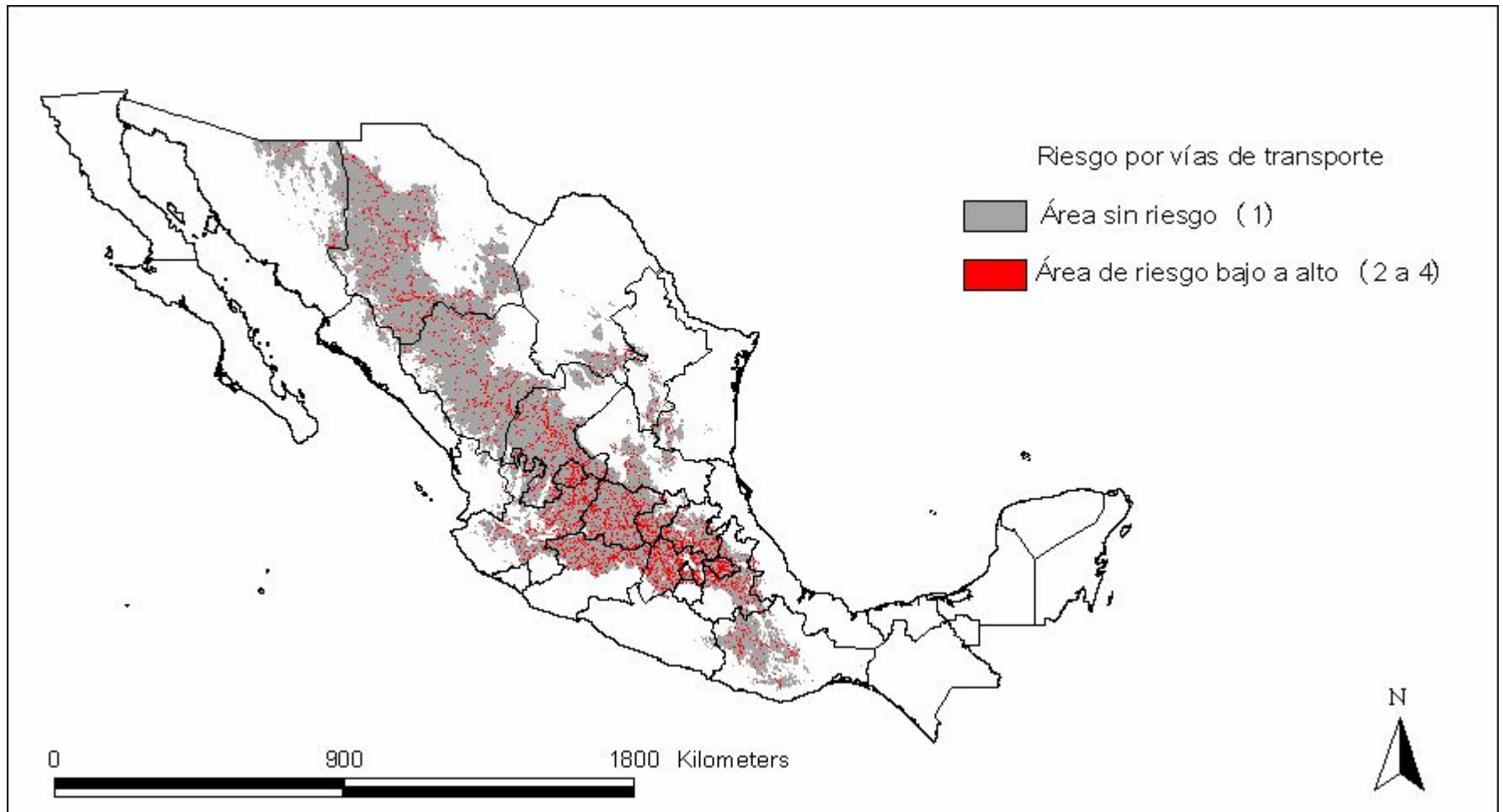


Figura 8. Área de riesgo (valor del 2 al 4) contrastada con el área sin riesgo (valor 1) por vías de transporte en la sobrevivencia del lobo gris dentro de su distribución histórica en México. Las distancias de riesgo establecidas aparecen en el Cuadro 2.

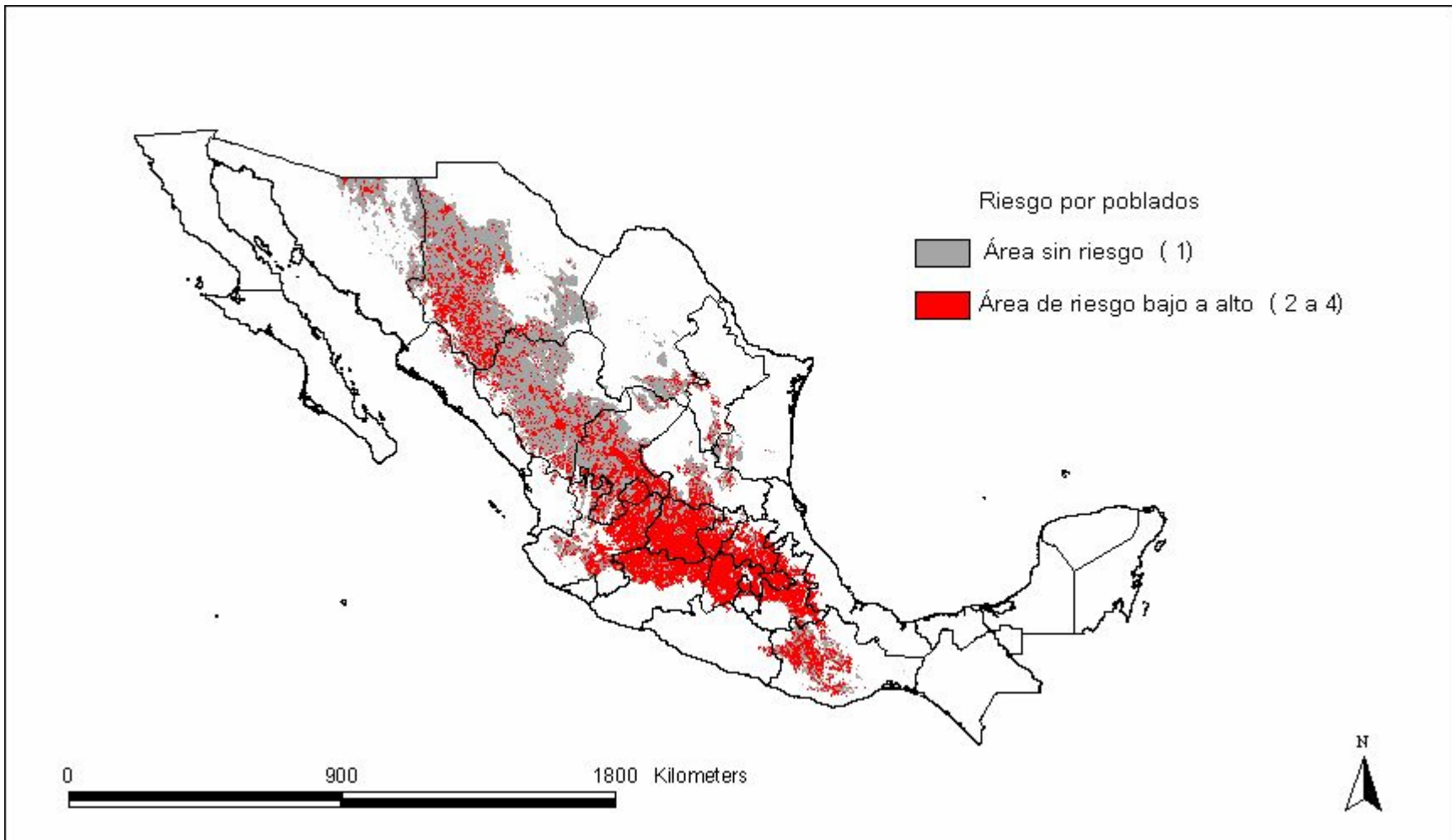


Figura 9. Área de riesgo (valor del 2 al 4) contrastada con el área sin riesgo (valor 1) por poblados en la sobrevivencia del lobo gris dentro de su distribución histórica en México. Las distancias de riesgo establecidas aparecen en el Cuadro 3.

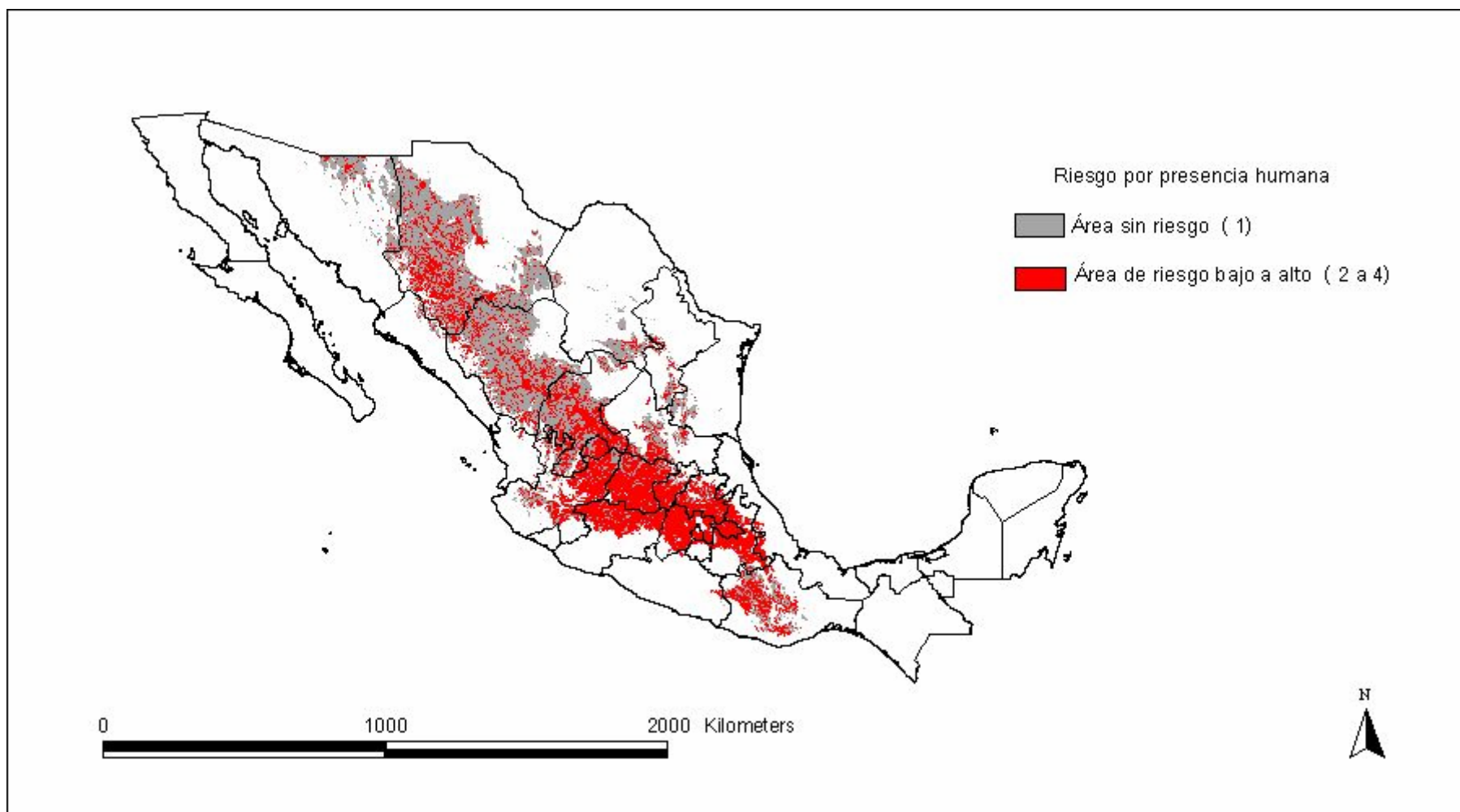


Figura 10. Área de riesgo (valor del 2 al 4) contrastada con el área sin riesgo (valor 1) por presencia humana (poblados y vías de transporte) en la sobrevivencia del lobo gris dentro de su distribución histórica en México.

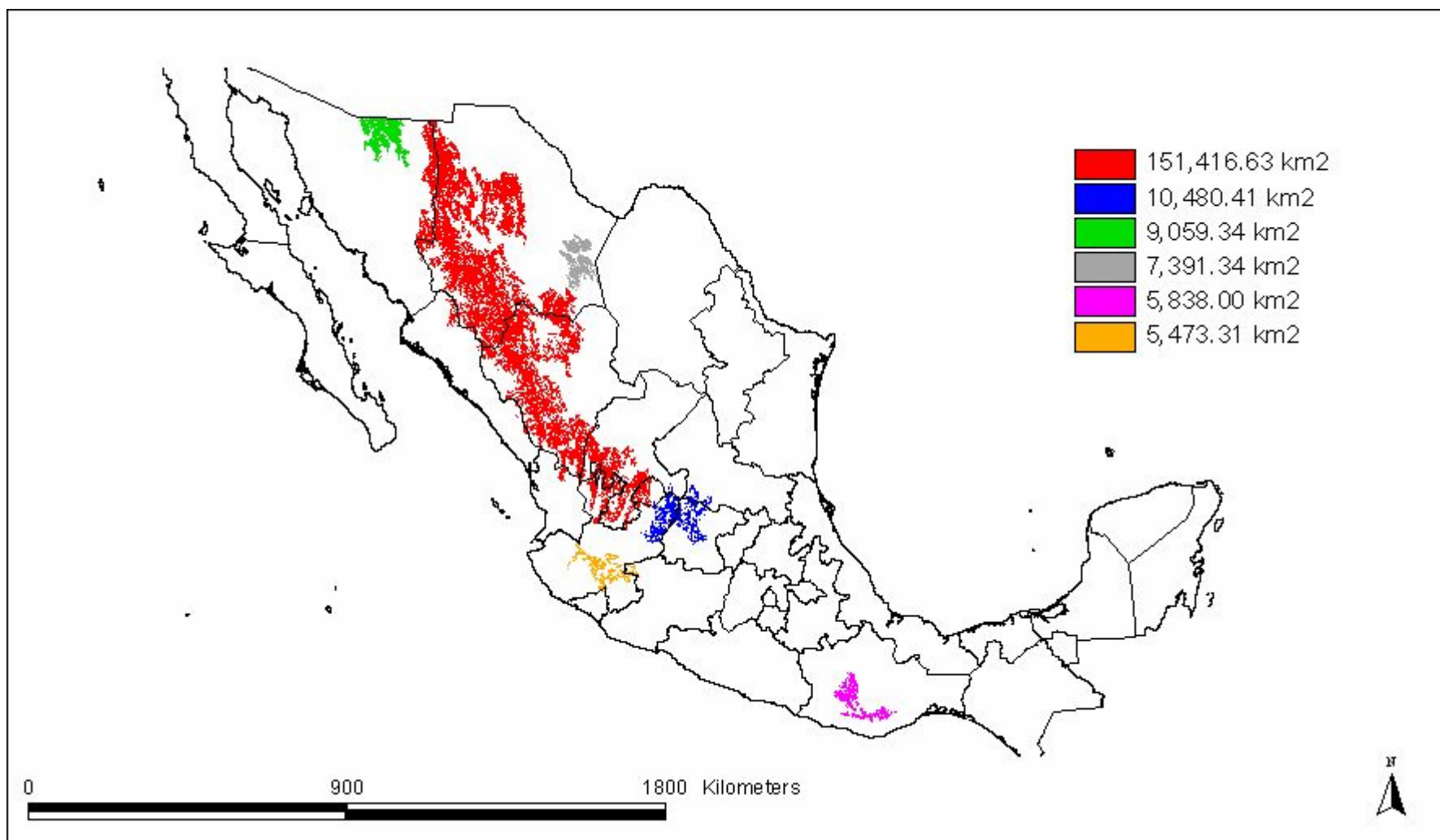


Figura 11. Fragmentos de hábitat continuo (valores de calidad 1 a 6) del lobo gris en México mayores de 5,000 km² presentes en la actualidad.

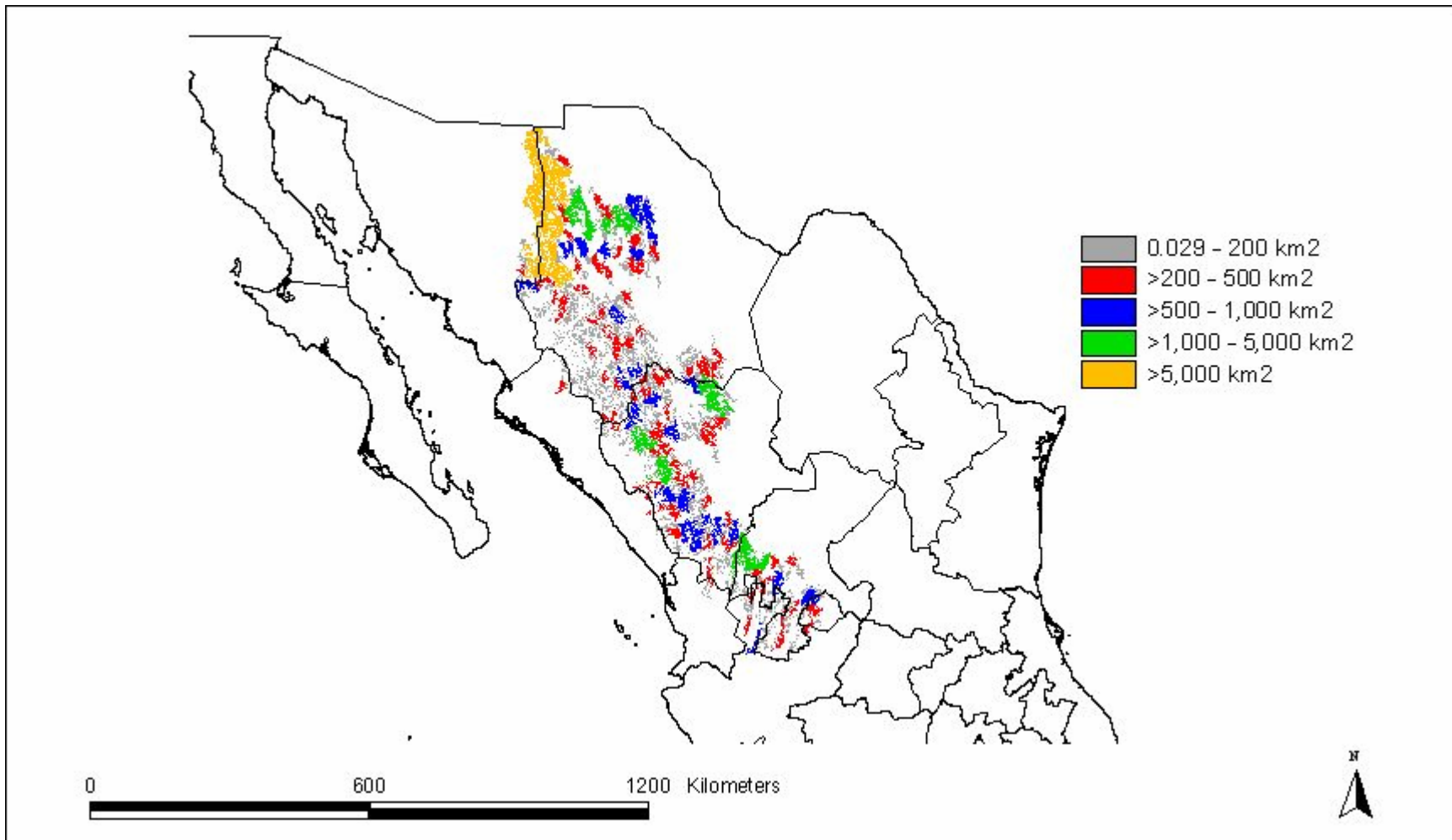


Figura 12. Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño).

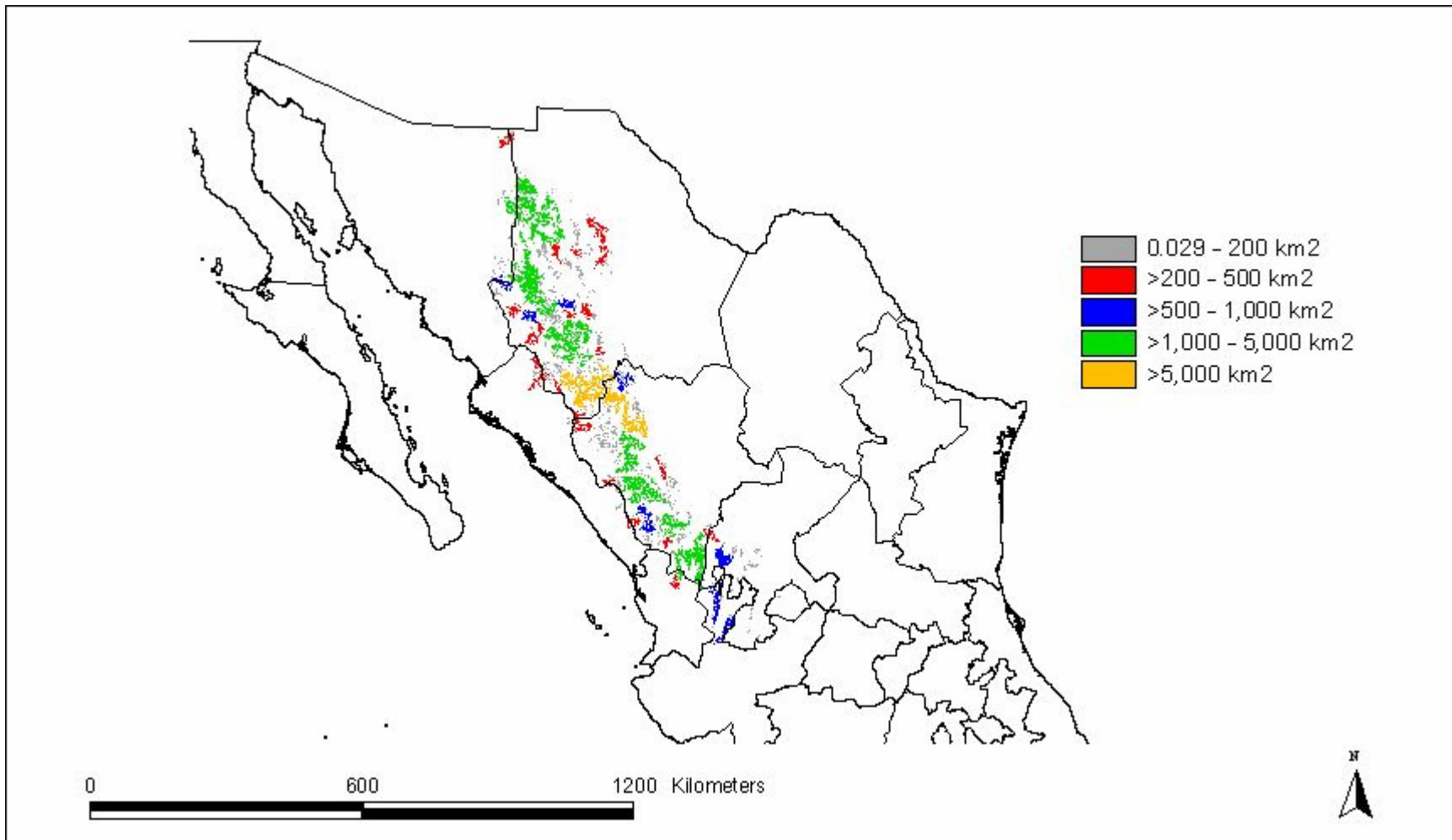


Figura 13a. Parches con la más alta calidad de hábitat (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño).

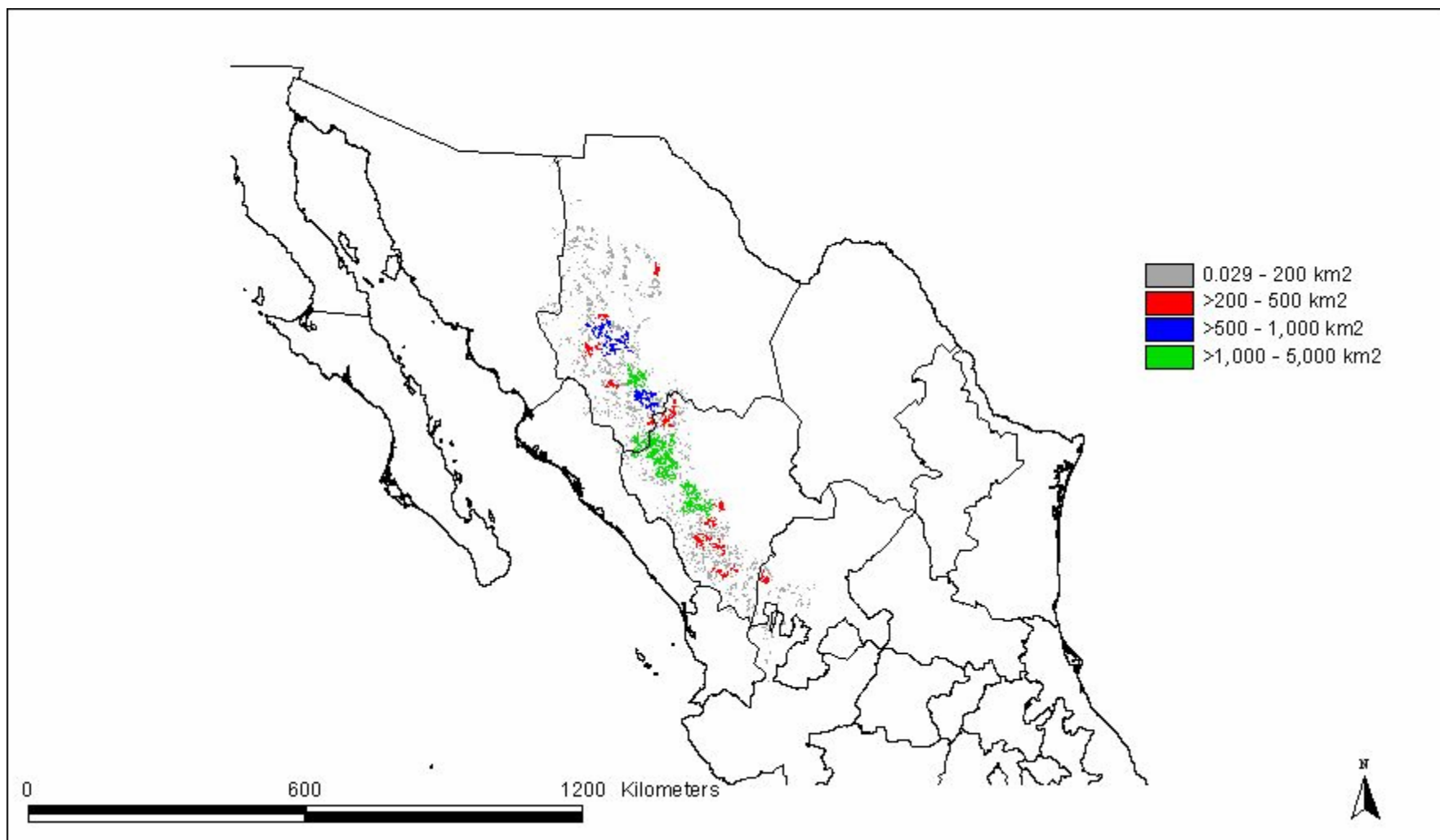


Figura 13b. Parches con alta calidad de hábitat (valor 2) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño).

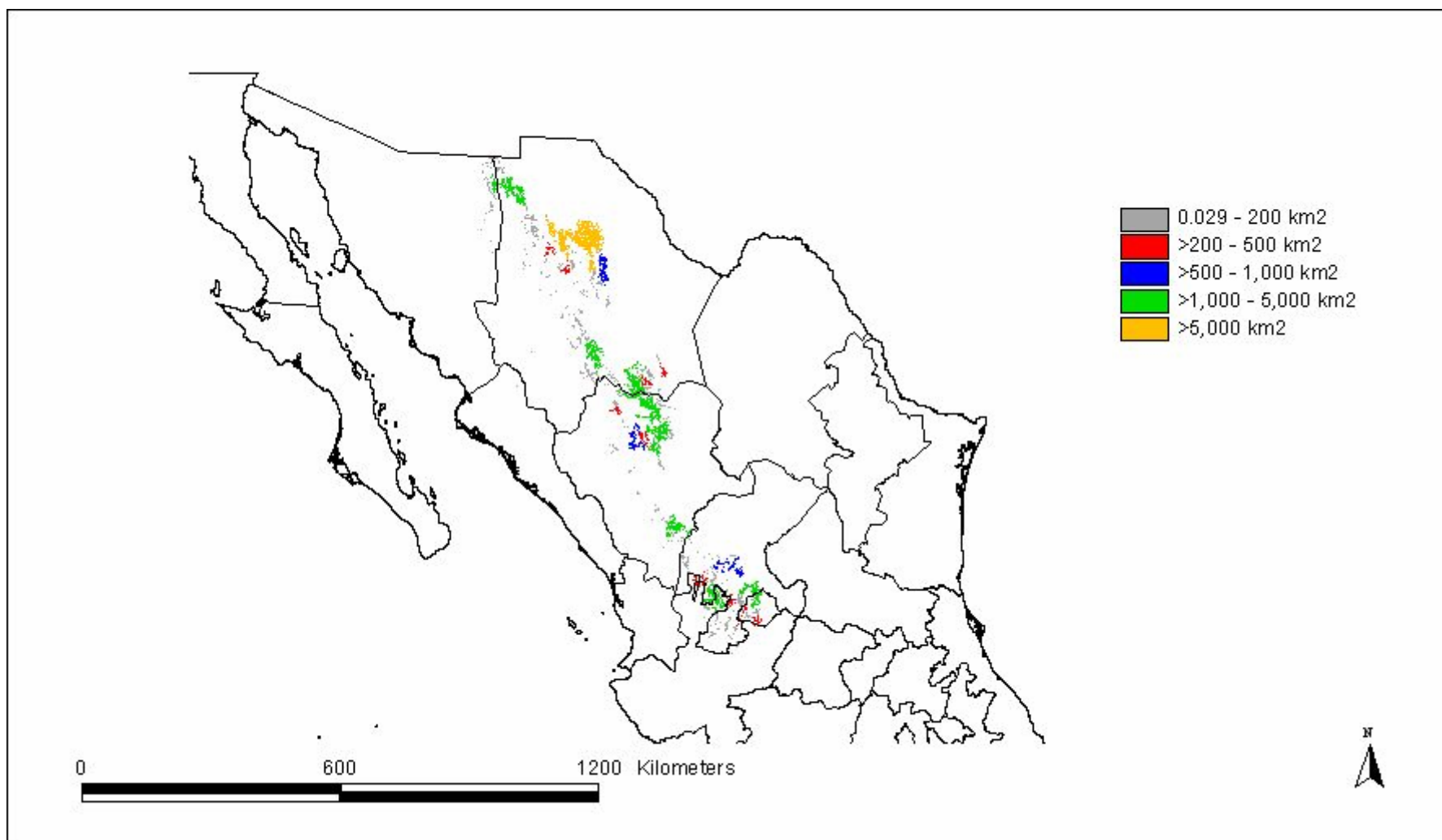


Figura 13c. Parches con la más baja calidad de hábitat (valor 6) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño).

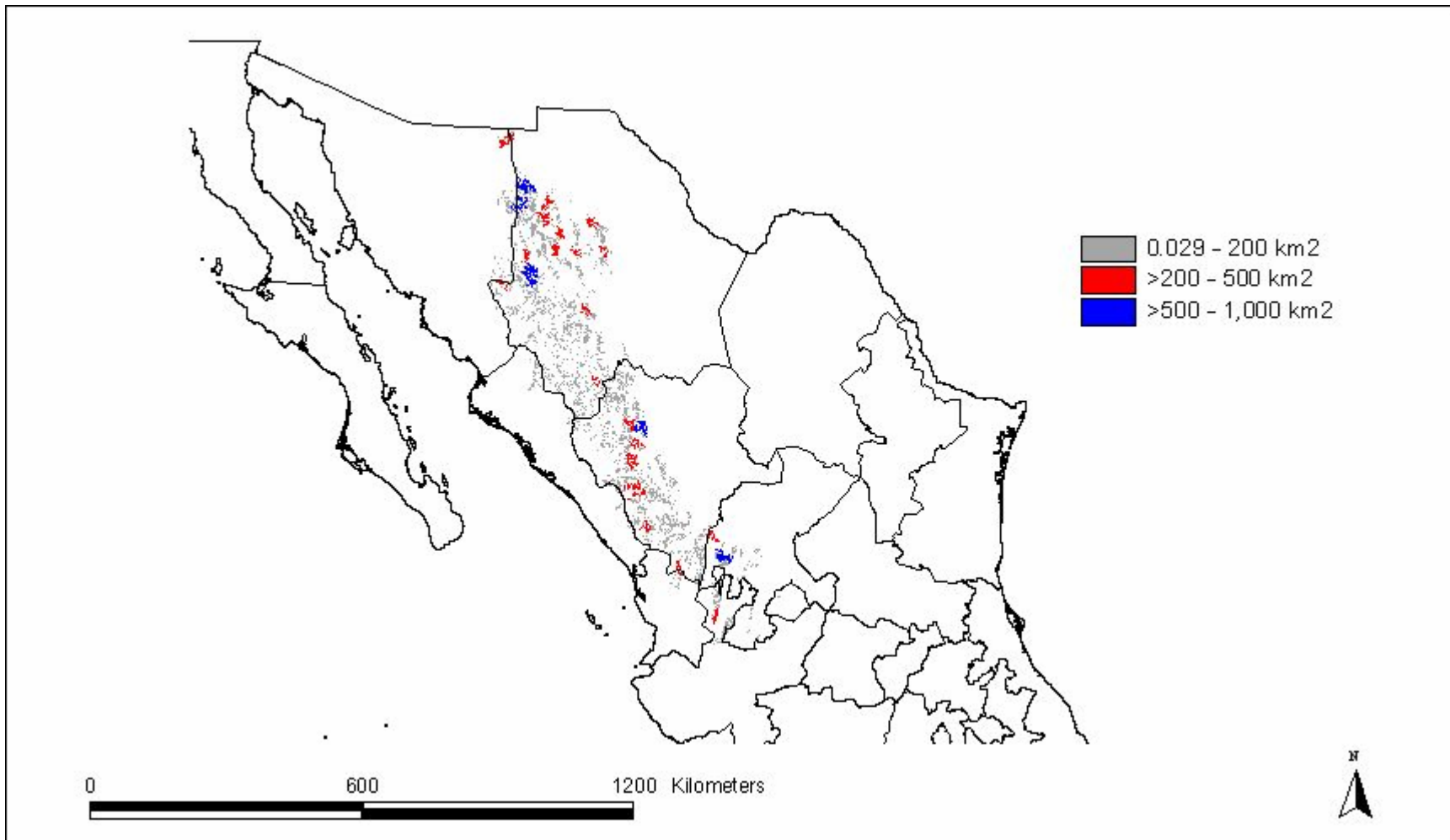


Figura 14a. Parches con la más alta calidad de hábitat (valor 1) y sin riesgo por presencia humana (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño).

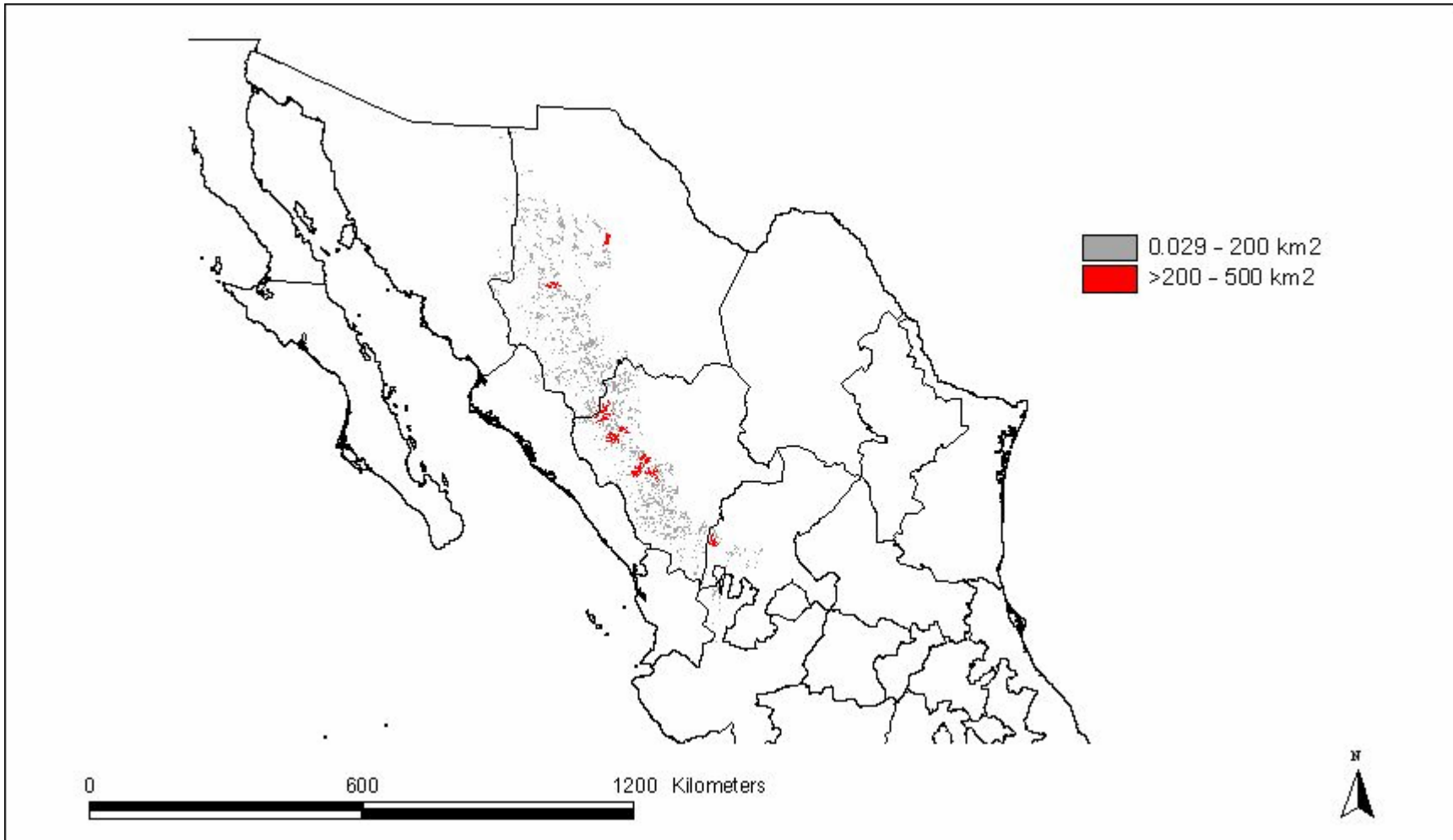


Figura 14b. Parches con alta calidad de hábitat (valor 2) y sin riesgo por presencia humana (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño).

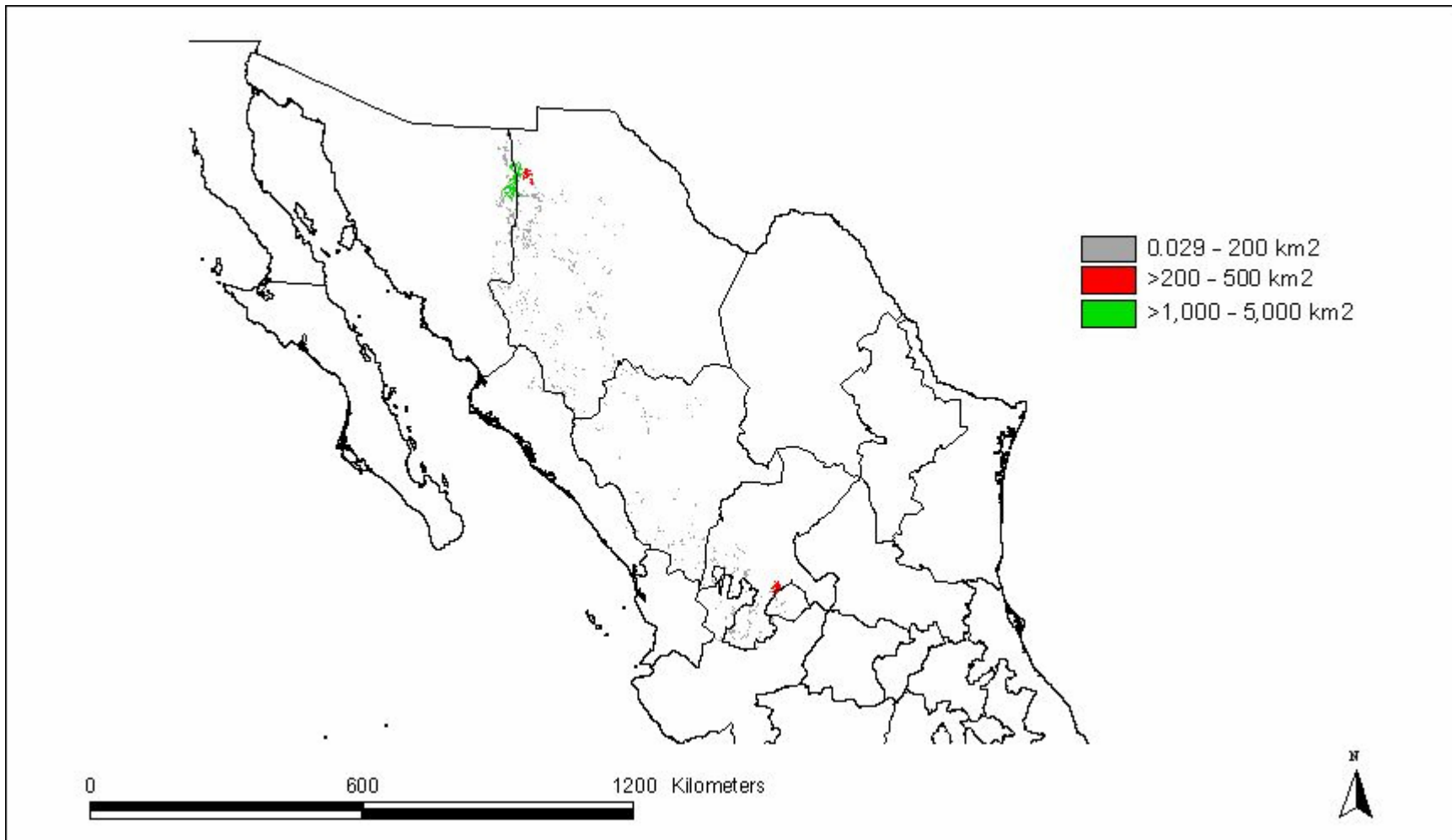


Figura 14c. Parches con mediana calidad de hábitat (valor 3) y sin riesgo por presencia humana (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño).

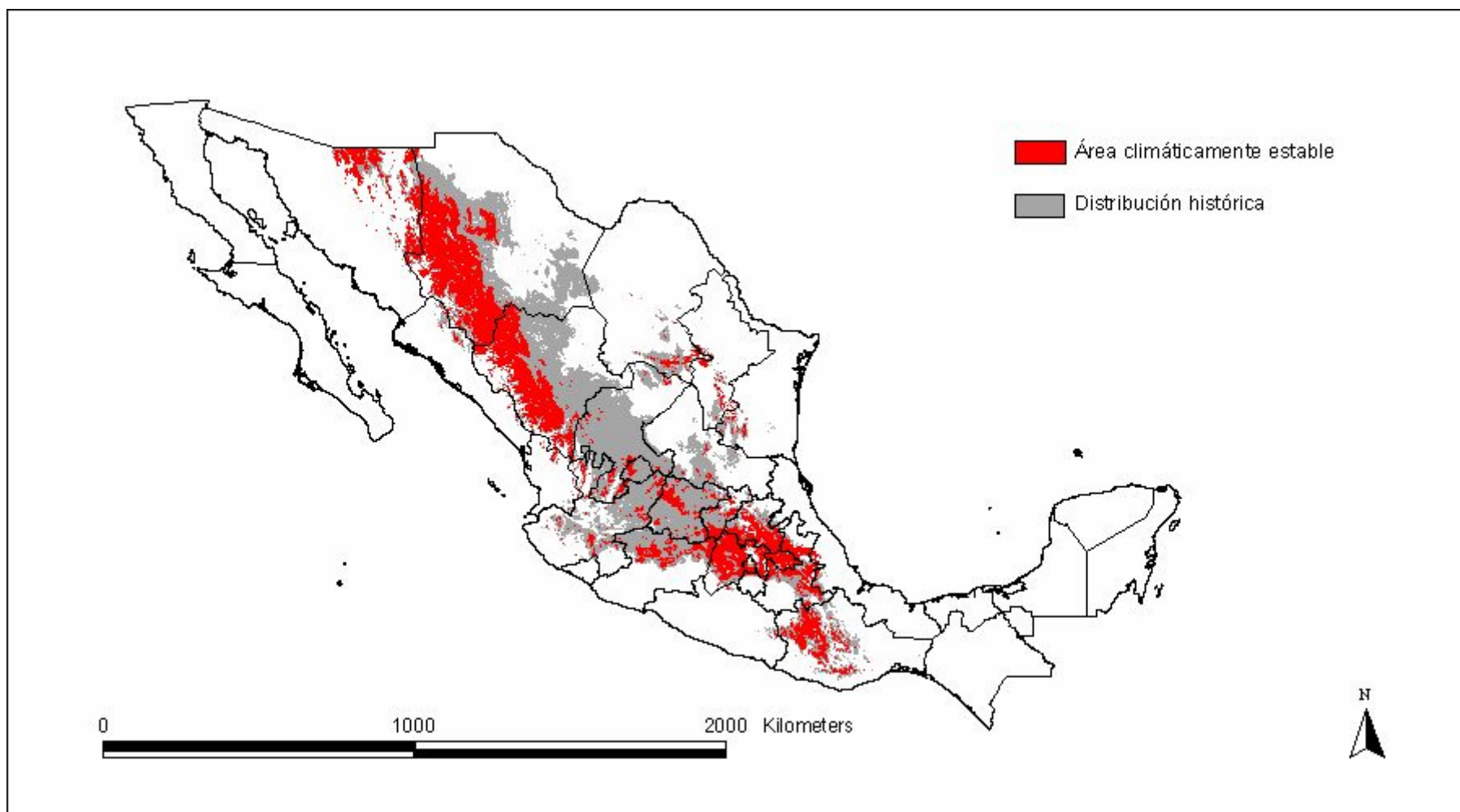


Figura 15. Área de distribución histórica del lobo gris en México que permanecerá estable en el futuro (2050) ante los efectos del cambio climático contrastada con toda el área de su distribución histórica.

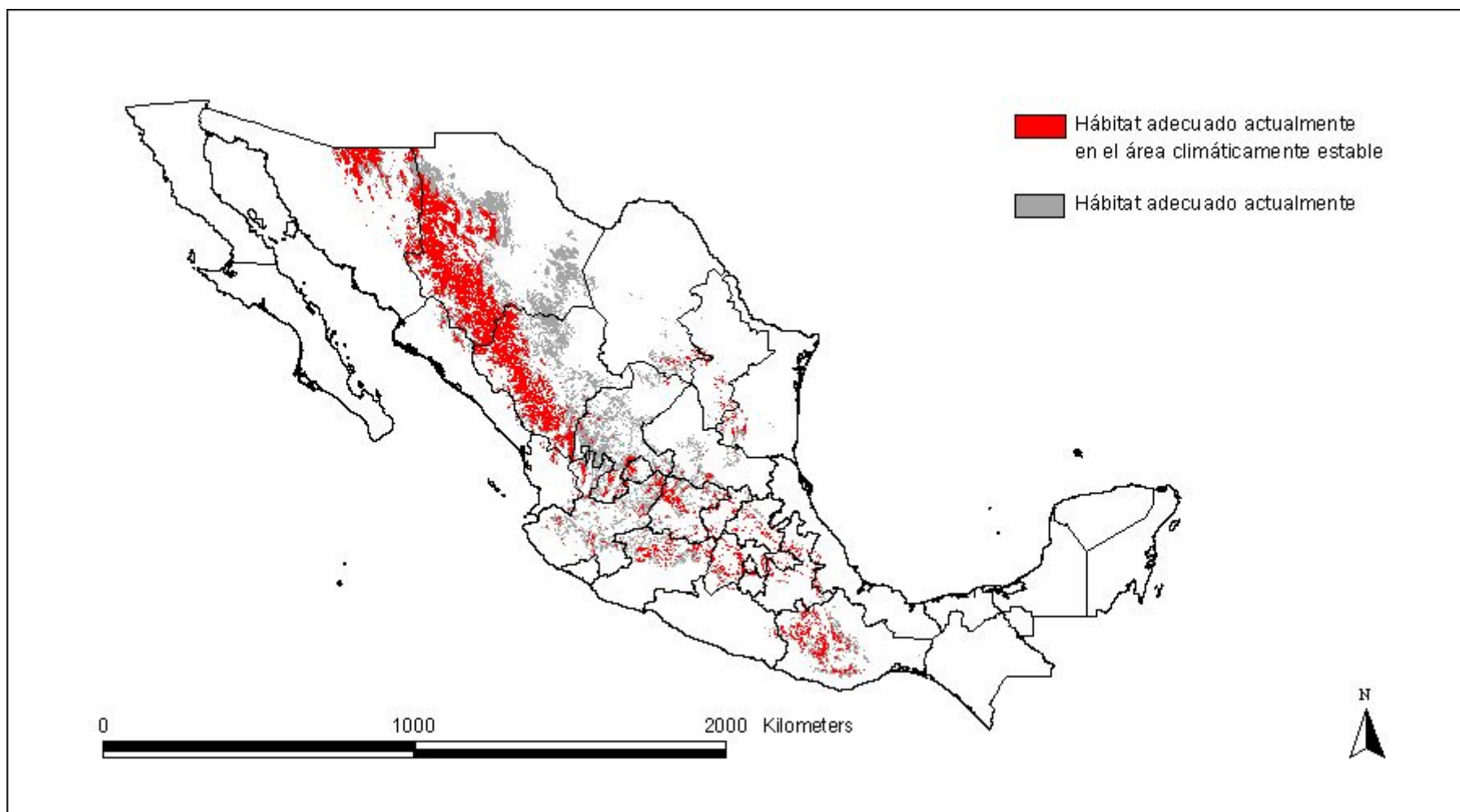


Figura 16a. Hábitat adecuado actualmente para el lobo gris en México en el área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático contrastado con todo el hábitat adecuado en la actualidad.

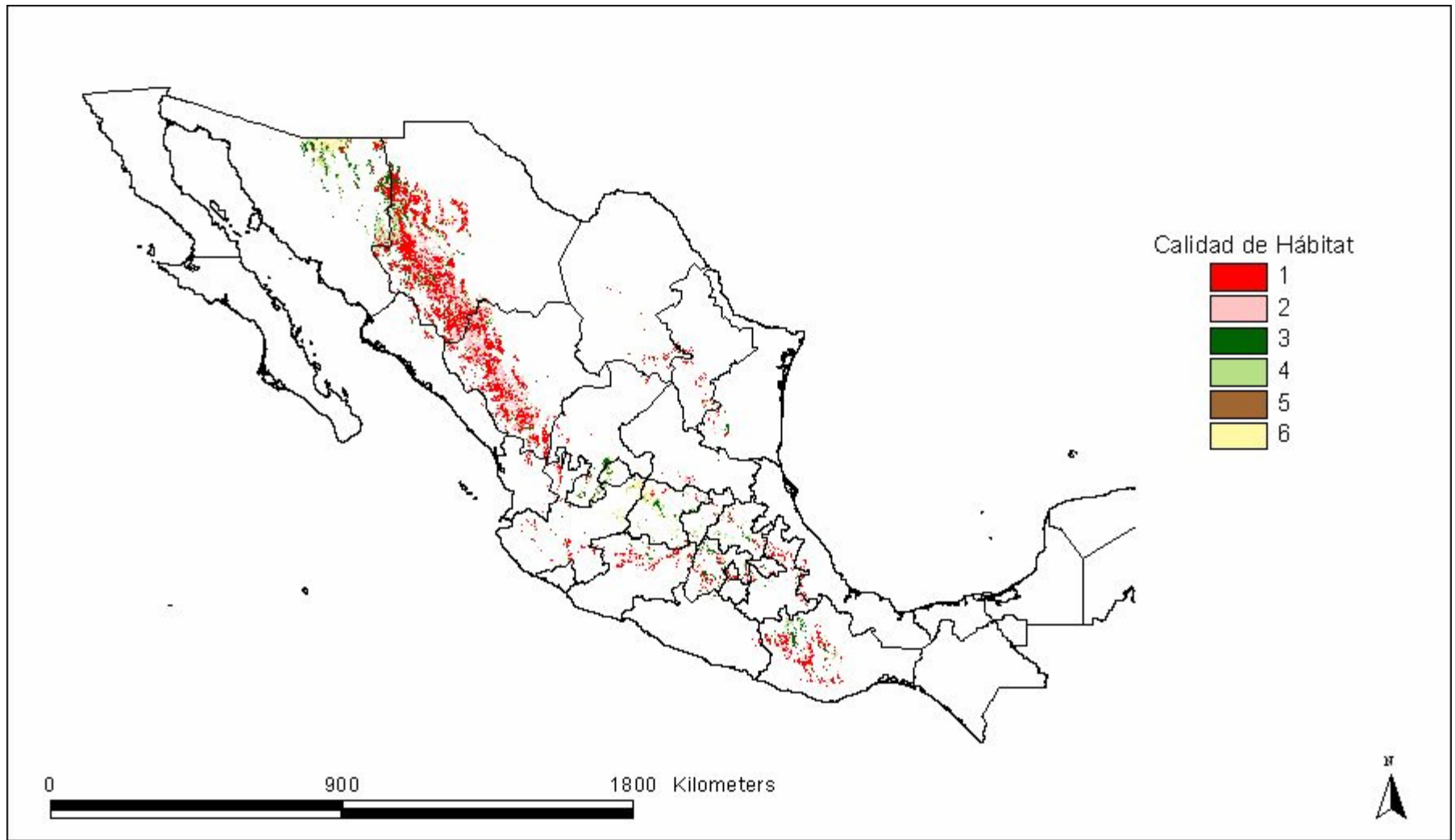


Figura 16b. Valores de calidad de hábitat adecuado actualmente para el lobo gris en México en el área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático. Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5.

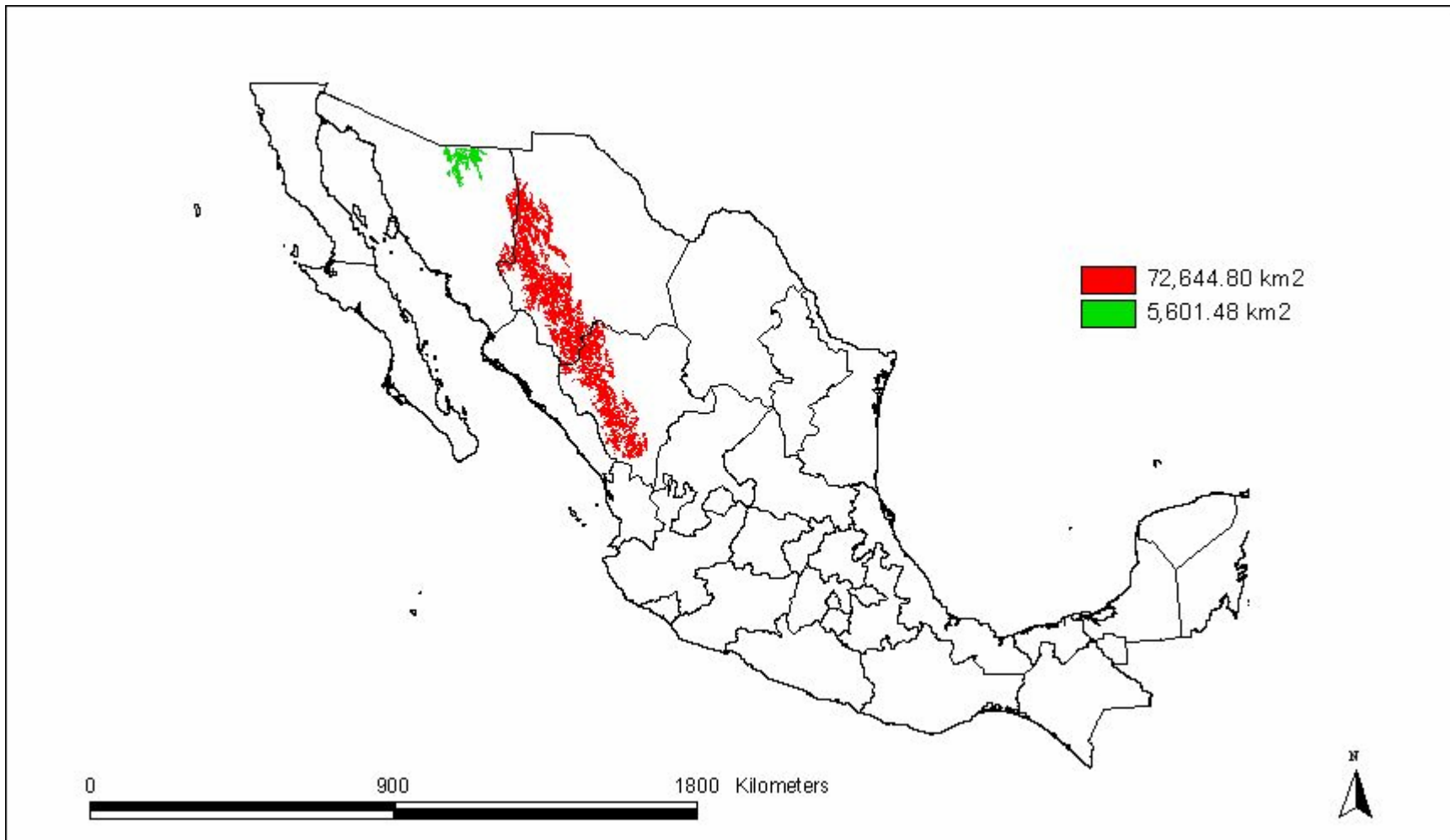


Figura 17. Fragmentos de hábitat continuo (valores de calidad 1 a 6) del lobo gris en México mayores de 5,000 km² presentes en la actualidad y que se encuentran dentro del área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático.

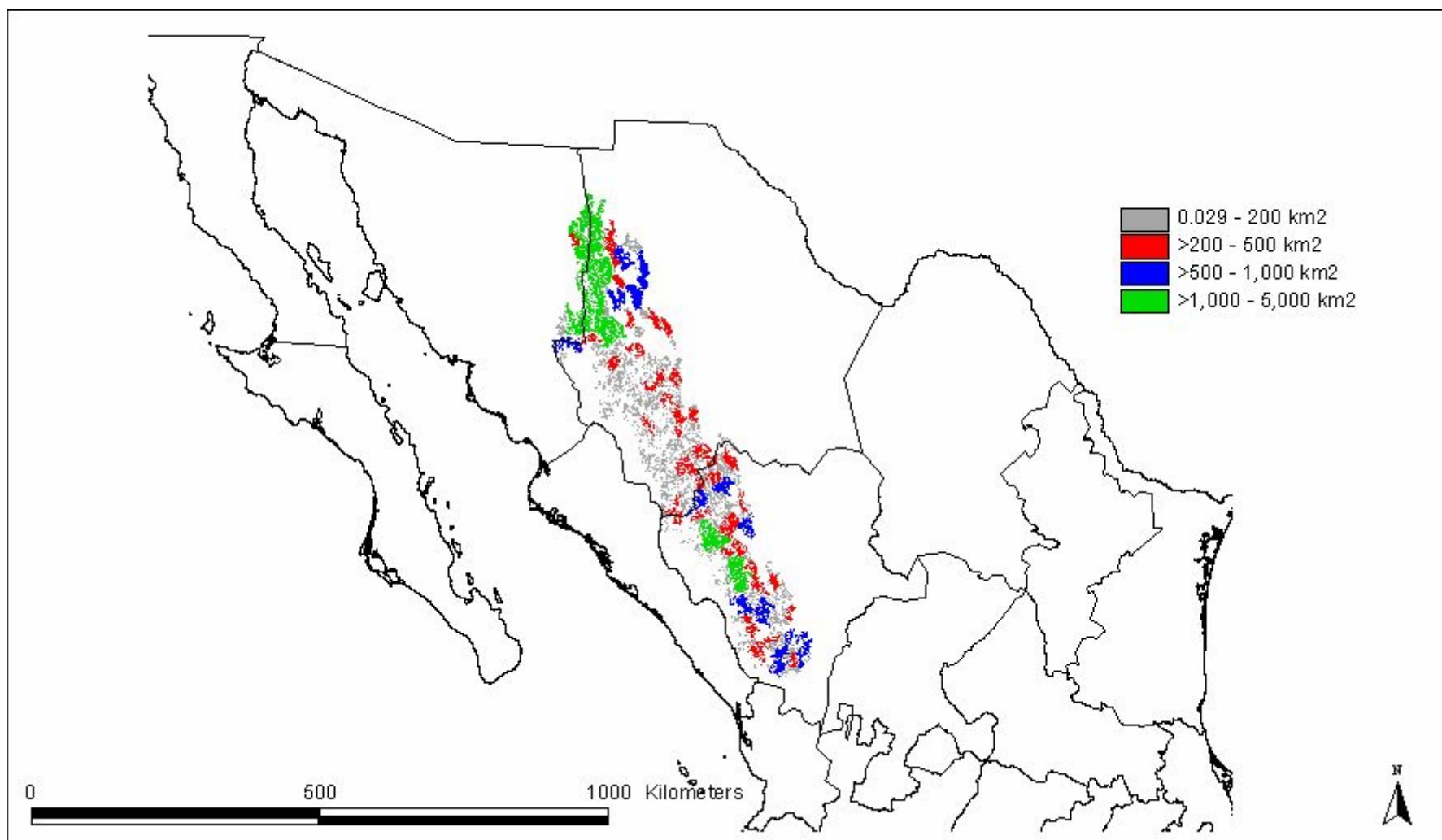


Figura 18. Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño) y que se encuentra dentro del área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático.

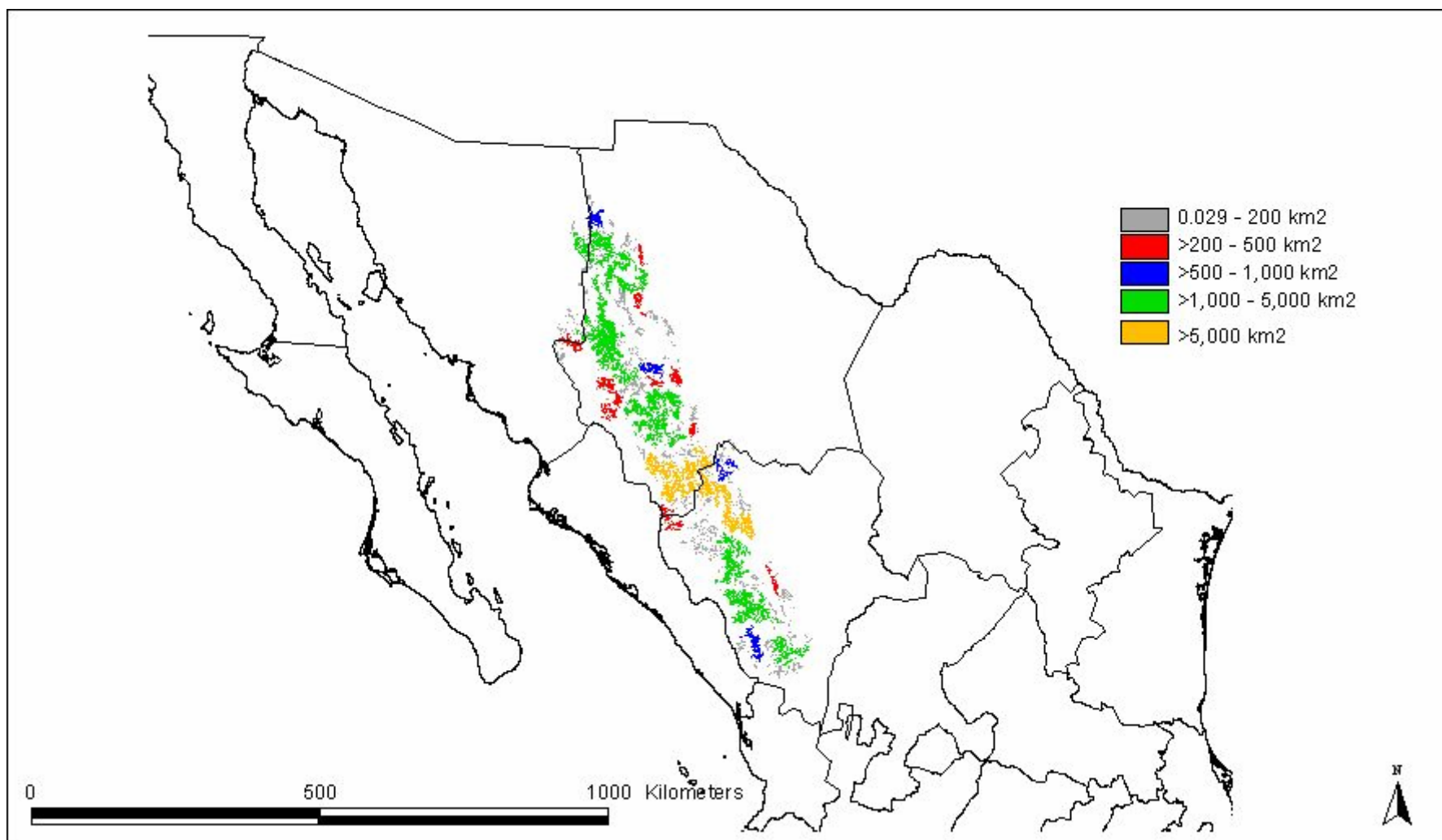


Figura 19a. Parches con la más alta calidad de hábitat (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño) y que se encuentra dentro del área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático.

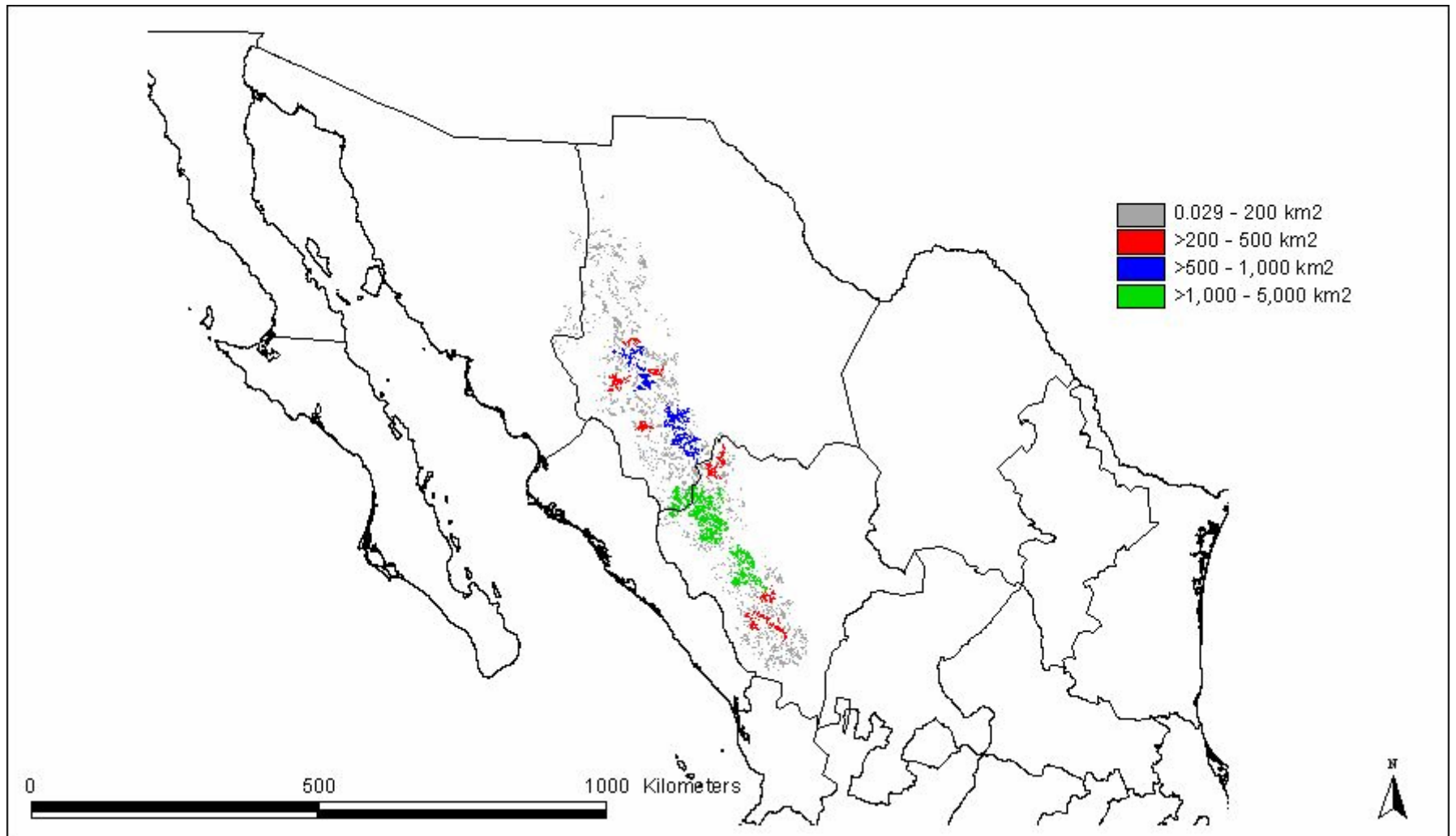


Figura 19b. Parches con alta calidad de hábitat (valor 2) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño) y que se encuentra dentro del área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático.

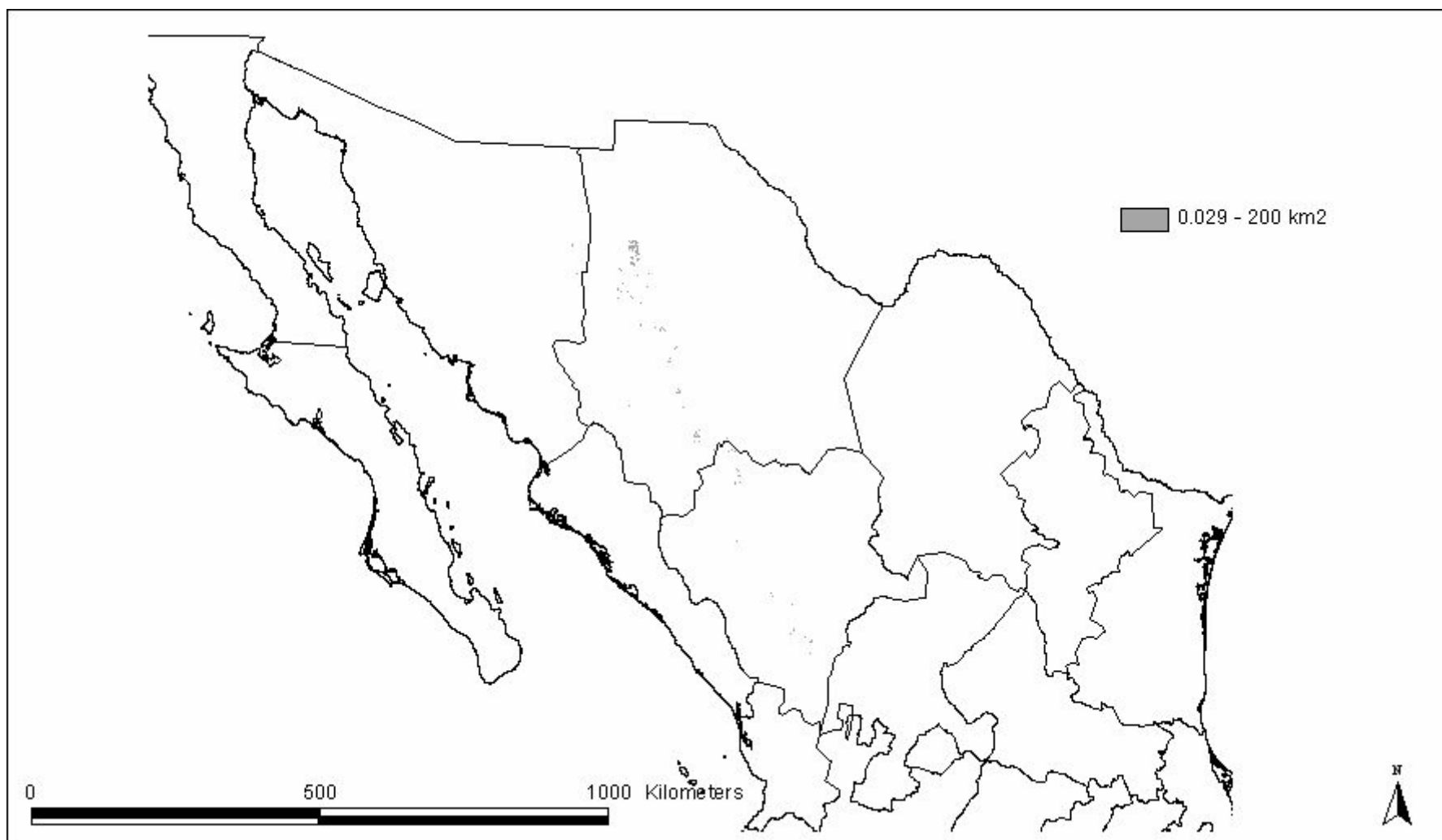


Figura 19c. Parches con la más baja calidad de hábitat (valor 6) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño) y que se encuentra dentro del área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático.

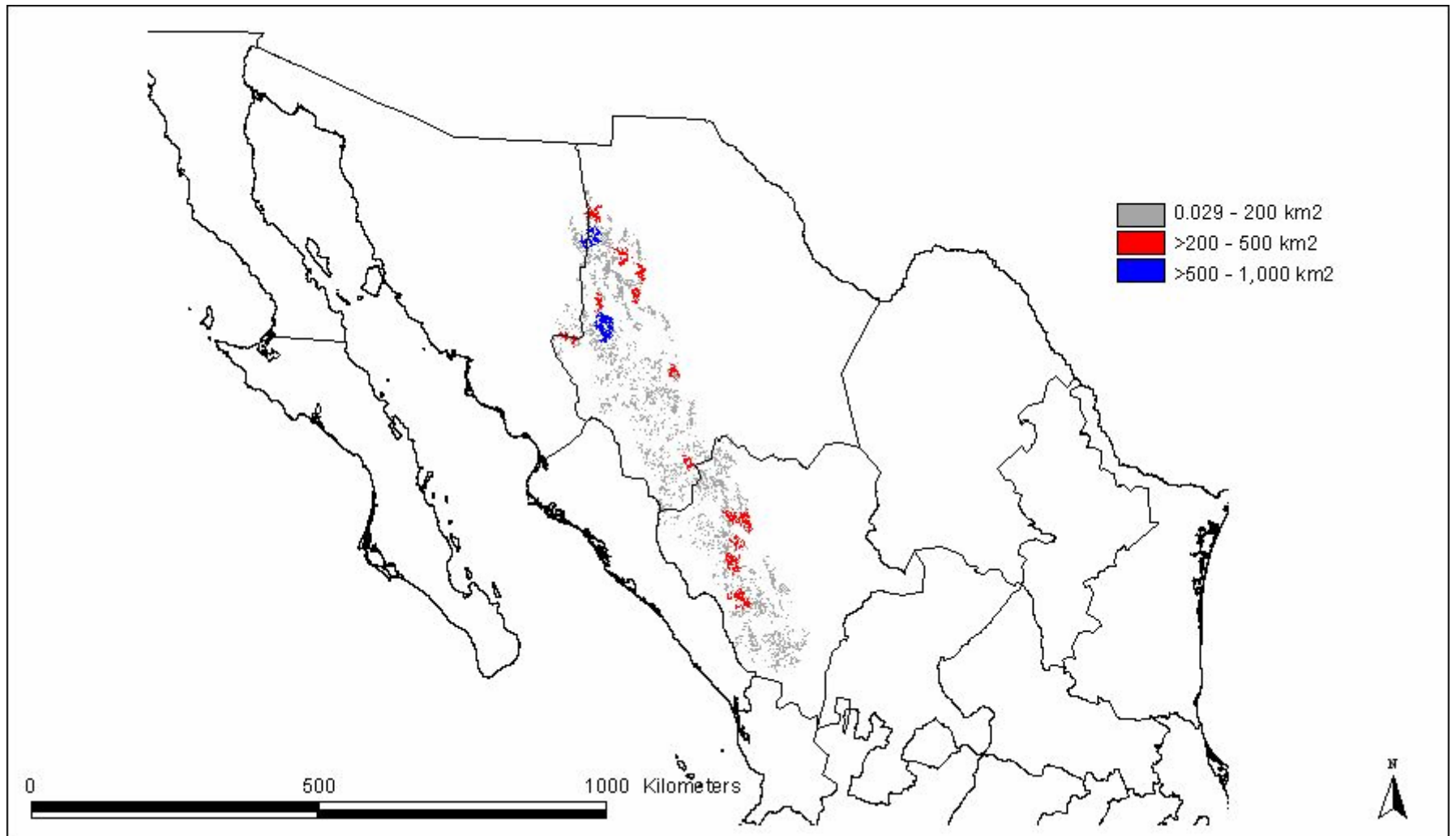


Figura 20a. Parches con la más alta calidad de hábitat (valor 1) y sin riesgo por presencia humana (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño) y que se encuentra dentro del área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático.

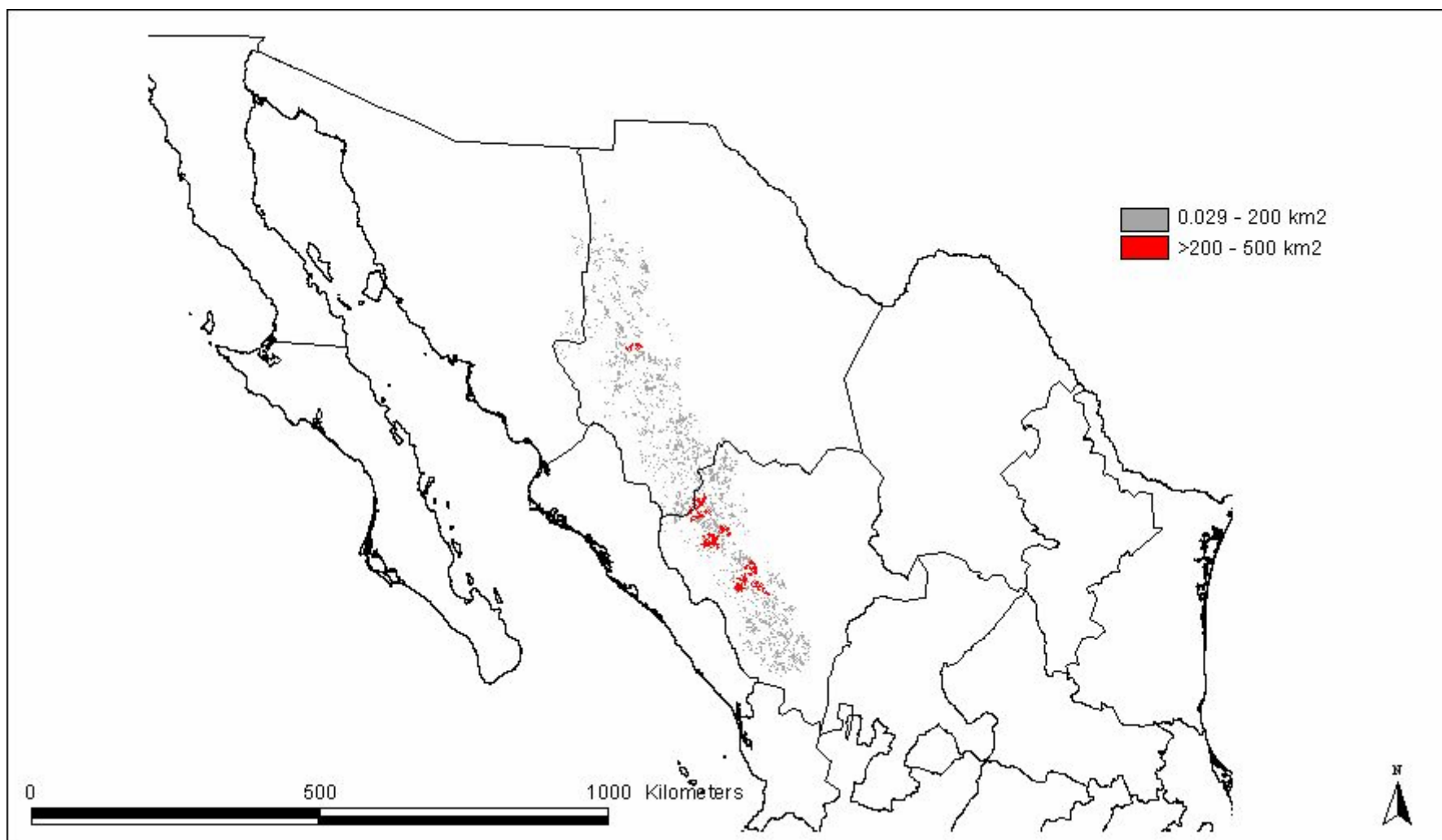


Figura 20b. Parches con alta calidad de hábitat (valor 2) y sin riesgo por presencia humana (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño) y que se encuentra dentro del área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático.

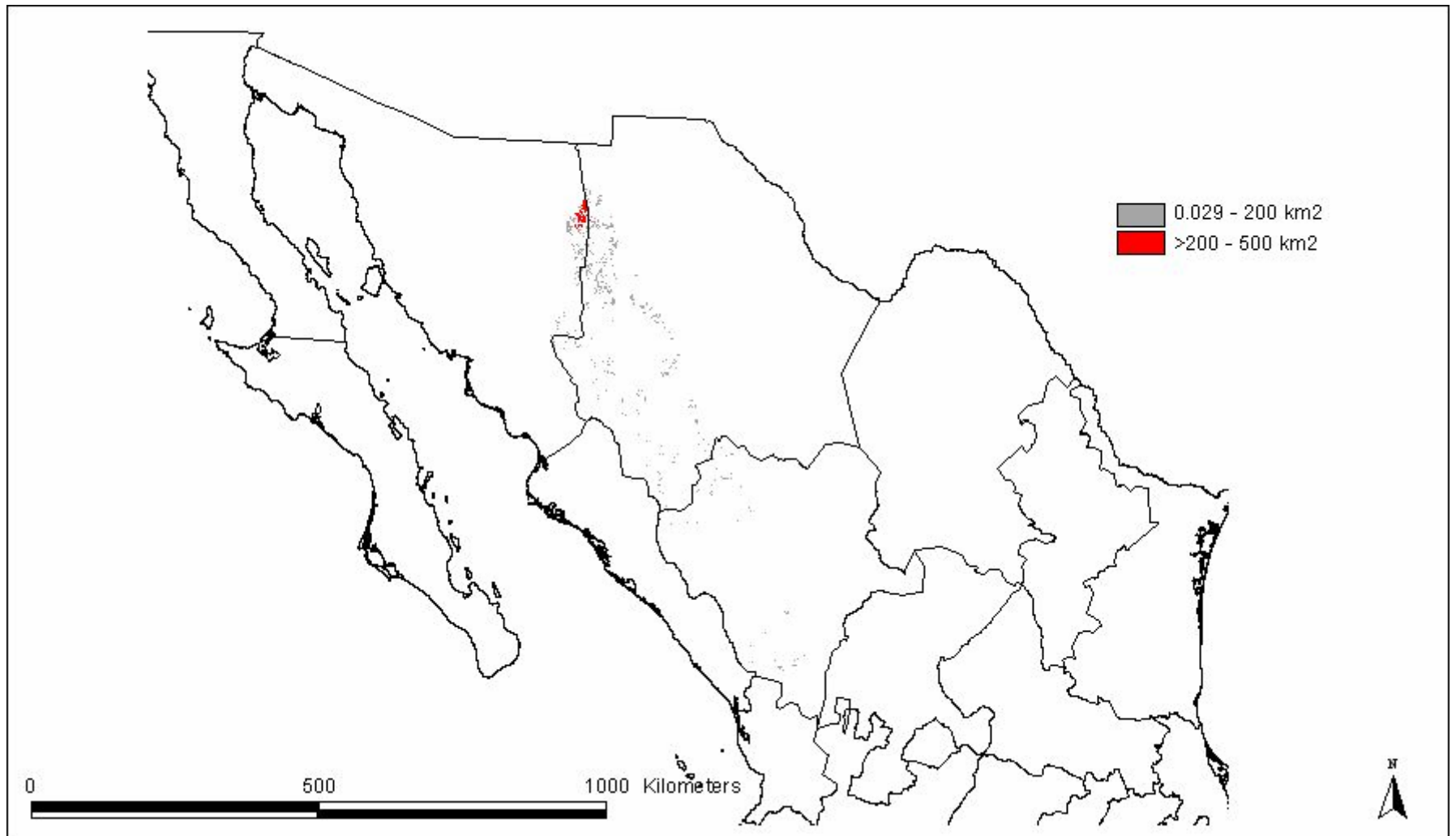


Figura 20c. Parches con mediana calidad de hábitat (valor 3) y sin riesgo por presencia humana (valor 1) en el fragmento más grande de hábitat continuo del lobo gris en México presente en la actualidad (categorías establecidas en función del tamaño) y que se encuentra dentro del área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático.

VI. DISCUSIÓN Y ÁREAS RECOMENDADAS PARA LA REINTRODUCCIÓN

6.1 Distribución histórica mediante el modelado de nicho (GARP)

A lo largo de la historia se han propuesto varios modelos de distribución del lobo gris en México, principalmente como resultado de la gran controversia que existe acerca del número de subespecies que habitaban en territorio mexicano. Algunos de estos modelos señalan que en México había 2 subespecies: *Canis lupus baileyi*, en la Sierra Madre Occidental, y *Canis lupus monstrabilis*, en la Sierra Madre Oriental (Goldman 1944, Hall y Kelson 1959, Hall 1981); mientras que otros modelos consideran a *Canis lupus baileyi* como la única subespecie en México pero distribuida en ambas sierras; es decir, tales autores refieren a *C. lupus monstrabilis* como *C. lupus baileyi* (Bogan y Mehlhop 1983, Nowak 1983). Por otra parte, a diferencia de los modelos que toman en cuenta 2 subespecies, los modelos que consideran tan sólo una, proponen que su distribución también incluía el Eje Neovolcánico Transversal y Oaxaca.

El modelo de distribución histórica del lobo gris en México obtenido en este estudio concuerda con los modelos que suponen una sola subespecie (*C. lupus baileyi*) en lo referente a la inclusión del Eje Neovolcánico Transversal y Oaxaca, pero difiere de éstos en cuanto a la magnitud del área estimada para la Sierra Madre Oriental, en cuyo caso se asemeja más a los modelos que consideran 2 subespecies (*C. lupus baileyi* y *C. lupus monstrabilis*). La subestimación concerniente a la Sierra Madre Oriental se debe a que el modelado de la distribución histórica se realizó en función de las localidades de registro encontradas para *C. lupus baileyi*, es decir, los registros de *C. lupus monstrabilis* no fueron incluidos en el análisis. Este sesgo fue originado por tres razones: la primera es que no se disponía de entrevistas de campo en la Sierra Madre Oriental, la segunda es que en la literatura varios autores destacan la escasez de registros (de cualquier subespecie) en la Sierra Madre Oriental, así como su dudosa procedencia (Bogan y Mehlhop 1980, Baker 1956, Leopold 1959, McBride 1980), y la tercera es que los registros proporcionados por colecciones científicas se obtuvieron a partir de la búsqueda de *C. lupus baileyi* o lobo mexicano.

Con respecto a las distribuciones potenciales modeladas por GARP, se tiene que tanto la usada para aproximar la distribución histórica, como la usada para obtener el área de distribución climáticamente estable a largo plazo, encierran un grado de incertidumbre, el cual proviene fundamentalmente de errores algorítmicos y de errores bióticos. De acuerdo a Pearson et al. 2006, los errores algorítmicos son causados por limitaciones de las técnicas de modelado, y los errores bióticos por factores ecológicos que no son incluidos por el modelado del nicho. Otras incertidumbres resultan de las inexactitudes en las bases de datos de la distribución de las especies, y en el caso del cambio climático de incertidumbres que son inherentes a los escenarios predichos para el clima futuro. No obstante, pese a estas dificultades se ha argumentado que los modelos de nicho proveen la mejor herramienta disponible para estimar la distribución potencial de las especies (Pearson et al. 2006).

6.2 Análisis espacial del hábitat y de factores antropogénicos

Dentro de los tipos de hábitat del lobo mexicano señalados por diversos autores, los distintos tipos de bosques templados de montaña son mencionados en todas las ocasiones (ver Brown 1992 para una revisión), razón por la cual no es de extrañarse que en la distribución histórica modelada estén representadas las principales cadenas montañosas del país. Como tampoco lo es que en los resultados obtenidos en el análisis de uso y selección de hábitat se considere a tales bosques como los más usados, y por tanto más importantes para el lobo mexicano.

Los tipos de hábitat del lobo mexicano que han sido reportados con mayor frecuencia en la literatura son los bosques de pino, de pino-encino, de encino-pino, de encino y los pastizales intermedios o adyacentes (ver Brown 1992 para una revisión). Aunque con menor frecuencia, algunos autores mencionan que también se les llegaba a encontrar en bosques de coníferas (sin especificar el tipo), en chaparral y en bosques de pino-táscate (ver Brown 1992 para una revisión). Por otra parte, se tiene que usaban los desiertos con poca frecuencia y de manera transitoria (ver Brown 1992 para una revisión). Los resultados del análisis de selección de hábitat concuerdan con estos datos tan sólo parcialmente, ya que si bien se encontró que seleccionaban el bosque de pino, el de pino-encino y el de encino-pino en mayor proporción de la esperada y el

matorral desértico micrófilo en menor proporción de la esperada; también se encontraron registros (aunque muy pocos) en tipos de hábitat que no se mencionan en la bibliografía; éstos corresponden a mezquital, matorral subtropical, bosque de ayarín y bosque de oyamel, aunque estos dos últimos podrían estar comprendidos en los bosques reportados como de coníferas. En contraparte, también se dio el caso de tipos de hábitat reportados en la literatura que no se obtuvieron en el análisis de uso y selección, cuyo caso corresponde al chaparral y al bosque de pino-táscate. Finalmente, contrario a lo señalado en la bibliografía, el pastizal no obtuvo un nivel de selección alto.

El que en la literatura se mencionen tipos de hábitat que no fueron obtenidos en el análisis de uso, puede deberse simplemente a que en la base de datos utilizada no se encontraba ningún registro correspondiente a tales tipos de hábitat, o bien a que el mapa de vegetación primaria que se utilizó como base en éste análisis sigue otro criterio de categorización de la vegetación. Por otro lado, se tienen los tipos de hábitat que aparecen en este análisis pero no en la literatura, lo cual tal vez se deba a que la carta digital de vegetación primaria tomada como base no representa correctamente todos los tipos de hábitat usados por el lobo mexicano, ya que se desconoce a qué grado de perturbación o transformación del hábitat corresponde cada uno de los puntos de registro recabados. O bien, dado el bajo número de registros que presentaron esta característica (sólo 7 de 264) es factible que tales tipos de hábitat fueran usados sólo de manera transitoria, como es el caso del matorral desértico micrófilo. Cabe resaltar que aún con el sesgo que pudo haber provocado el empleo de la carta de vegetación primaria para el análisis de uso y selección de hábitat, los resultados obtenidos fueron de gran utilidad, así como también fue mejor realizar el análisis a partir de la carta de vegetación primaria que de una carta de vegetación actual, en cuyo caso el sesgo hubiera sido mayor.

Aunque se ha especulado que el lobo mexicano no estaba asociado a ningún tipo de hábitat en particular, sino que respondía a la disponibilidad de presas (McBride 1980), los resultados obtenidos en el análisis de selección del presente trabajo apoyan la idea de Jedrzejewski et al. (2004) de que los lobos seleccionan los bosques por encima de otras coberturas vegetales. Así como también seleccionan ciertos tipos de bosques sobre otros,

generalmente asociados a suelos que les faciliten cavar sus madrigueras, como los bosques de pino (Norris et al. 2002, Theuerkauf et al. 2003b).

Por otra parte, Geffen et al. (2004) encontraron un aislamiento genético entre las poblaciones de lobos de Norteamérica a escalas regionales, mismo que varía con respecto al tipo de presa, lo cual sugiere patrones sutiles de asociación de hábitat. En su trabajo señalan que los lobos pueden improntarse al hábitat y al clima en el que crecen, ya que el tiempo que pasan en su grupo natal suele ser largo y en consecuencia conduce al desarrollo de habilidades de caza enfocadas a presas locales. De modo que cuando los juveniles se dispersan (generalmente en su segundo o tercer año) puede ser que dirijan sus movimientos hacia paisajes que les sean familiares, debido a que así tienen mayores probabilidades de sobrevivir (Gese y Mech 1991). Finalmente, otro factor que pudo haber influido en el alto grado de selección obtenido para los bosques de pino, de pino-encino y de encino-pino consiste en que comúnmente estos se encuentran en las partes altas de las sierras y por tanto suelen ser más inaccesibles, contando así con una baja densidad de personas y de vías de comunicación, aspectos que se sabe son muy importantes para la presencia de lobos (Mladenoff et al. 1995).

Con respecto a la obtención del hábitat adecuado en la actualidad, se tiene que la clasificación y localización de los tipos de vegetación presentados en la carta digital de uso de suelo y vegetación del Inventario Forestal Nacional 2000 (Instituto de Geografía 2001) cuentan con un alto porcentaje de confiabilidad del usuario (excepto en cuanto al bosque de pino) (Mas et al. 2001). Aunque cabe mencionar que la verificación sólo se realizó en el norte del país (que coincide con ser la región de mayor interés), y para 4 de los tipos de vegetación que se consideraron hábitat adecuado para el lobo mexicano: bosque de pino (47.1 % de confiabilidad del usuario), bosque de pino-encino (52.6 % de confiabilidad del usuario), bosque de encino (82.6 % de confiabilidad del usuario) y matorral desértico micrófilo (71.1 % de confiabilidad del usuario), de modo que no existen datos para el bosque de oyamel, el mezquital y el pastizal natural (Mas et al. 2001). Además, se debe considerar que el área de hábitat adecuado estimada y el nivel de perturbación asociado pueden estar siendo sobre y subestimados, respectivamente, debido a que no fue posible adquirir una fuente de información más actualizada.

Los resultados mostraron que la Sierra Madre Occidental es la región que posee el hábitat menos fragmentado y la mayor superficie sin riesgo; sin embargo, no tiene conexión hacia el sur con el Eje Neovolcánico Transversal, ni con la Sierra Madre del Sur (en Oaxaca), como producto de la presencia de cultivos y de la enorme concentración de poblados y vías de transporte que existe en el centro del país, lo que ocasiona que de toda el área de distribución histórica, el Eje Neovolcánico Transversal sea la región más fragmentada.

En cuanto al análisis espacial de riesgo por presencia humana, hay que tener presente que los datos de vías de transporte y poblados que se tomaron como base no son recientes (actualizaciones de 1996 a 2000 para vías de transporte, y 2000 para poblados), por lo que se esperaría que actualmente el número de caminos (tanto pavimentados como de terracería) haya aumentado, así como el número de habitantes en las ciudades. En contraparte, en las poblaciones rurales, probablemente se esperaría un crecimiento poblacional menor que en las ciudades debido a la migración a E.U. (Moreno 1999; http://www.tij.uia.mx/elbordo/vol04/bordo4_norte1.html).

También se encontró que la mayor parte de las vías de transporte presentes en la Sierra Madre Occidental no están pavimentadas y la mayoría de los poblados tienen pocos habitantes. Existen estudios que demuestran que los caminos no pavimentados representan un riesgo menor para el lobo que los pavimentados y que incluso hasta llegan a usarlos (Thurber et al. 1994, Theuerkauf et al. 2003a, Theuerkauf et al. 2003b, Mech y Boitani 2003b). No obstante, el tráfico vehicular, si bien no pudo ser incluido en el análisis espacial, sí es un factor importante a considerar en estos casos, debido a que los caminos muy transitados, aunque no estén pavimentados suelen ser evitados por los lobos y usados sólo en las horas de menor tráfico (Thurber et al. 1994, Theuerkauf et al. 2003a). Cabe señalar que el riesgo que representan estos dos tipos de caminos es de naturaleza distinta; generalmente, en las terracerías los lobos corren el riesgo de ser observados (y de que les disparen), mientras que en las carreteras pavimentadas el riesgo consiste en que los atropellen. En cuanto a los poblados, es fundamental conocer la disposición de la gente ante la reintroducción de lobos, pues se sabe que las zonas con una alta densidad poblacional y actividad humana pueden ser toleradas por los lobos cuando la actitud de la gente en torno a ellos no es del todo negativa (Mcnamee 1997, Fritts et al. 2003), o cuando cerca del poblado la cobertura del bosque es densa (Ciucci et al. 1997, Jedrzejewski et al. 2004).

Es muy importante resaltar que las categorías de distancia empleadas en la generación del gradiente de riesgo por poblados y por vías de transporte fueron determinadas a partir de estudios realizados en Norteamérica y Europa, pero tratando de ajustarlas a las condiciones mexicanas. Así, las distancias de riesgo establecidas con respecto a los poblados concuerdan con las reportadas en la literatura, pero las de vías de transporte son menores. Dada la complejidad del paisaje (natural, económico, social y cultural) en México, el gradiente de riesgo propuesto en este estudio es muy simple y general. Una vez que el lobo mexicano sea reintroducido, será necesario que se realicen investigaciones sobre este aspecto, y aún así, los resultados obtenidos serán específicos para cada zona y resultará prácticamente imposible extrapolarlos. Conjuntamente, cabe destacar que los lobos son animales muy plásticos en cuanto a su comportamiento y tolerancia y suelen adaptarse a las condiciones locales (Ciucci et al. 1997, Fritts et al. 2003).

6.3 Detección de áreas viables para la liberación sin considerar el cambio climático

Como se mencionó previamente, de las 4 regiones de distribución diferenciadas en este estudio, la región de la Sierra Madre Occidental se caracteriza tanto por presentar la mayor superficie sin riesgo, como por tener el hábitat menos fragmentado, lo cual trajo como consecuencia que ahí se localice el fragmento de hábitat continuo más grande (151,416.63 km²) (ver resultados Fig. 11). Dicho fragmento se encuentra rodeado por los otros 3 fragmentos de hábitat continuo que le siguen en extensión (10,480.41 km², 9,059.34 km² y 7,391.34 km²) (ver resultados Fig. 11), mismos que están ubicados muy cerca de éste, 2 de ellos (uno hacia el sur: 10,480.41 km² y otro hacia el noreste: 7,391.34 km²) a menos de 4 km de distancia, y el más lejano (hacia el noroeste: 9,059.34 km²) se sitúa a 47 km aproximadamente, con lo que se mantienen dentro del alcance de dispersión de los lobos (ver antecedentes sección 2.3.2) y por tanto, con posibilidades de colonización, excepto tal vez por el fragmento que se ubica al sur del más grande, ya que si bien está cerca, se encuentra en medio de una zona de riesgo.

En síntesis, la Sierra Madre Occidental es la región más adecuada para realizar la reintroducción de lobos de acuerdo con los parámetros medidos en este estudio. Además, es interesante destacar que fue la última región (considerando tanto México, como los Estados Unidos) en la que se extinguió el lobo mexicano (McBride 1980), y por tal motivo también es la

región en la que fueron colectados los animales con los que se inició el programa de recuperación en cautiverio (McBride 1980), probablemente debido a que ahí los lobos eran más abundantes en comparación con el resto de su distribución, o quizá simplemente a que la presión de exterminio empezó después, o no con tanta fuerza, como en otras zonas. De hecho, no se ha descartado por completo la posibilidad de que todavía existan individuos en estado silvestre en esta región, ya que en los últimos años ha habido reportes por parte de la gente local, e incluso se han organizado expediciones científicas, todo esto con resultados inconcluyentes (Sevín 1996).

En cuanto a hábitat adecuado para el lobo, dadas sus habilidades de dispersión y el tamaño de sus ámbitos hogareños (ver antecedentes sección 2.3.2), el fragmento más grande puede funcionar como un continuo capaz de sustentar más de un grupo de lobos. Sin embargo, dentro de éste existen zonas con riesgo por presencia humana que pueden representar barreras para la dispersión del lobo mexicano (ya que constituyen un riesgo de muerte) (Theuerkauf et al. 2003a, Jedrzejewski et al. 2004), formándose así parches sin riesgo dentro de dicho fragmento. La fracción más grande de riesgo dentro del fragmento se extiende aproximadamente desde el centro de Chihuahua hasta el norte de Durango, diferenciándose así 2 sectores como los más apropiados para la reintroducción: 1) El centro-norte de Chihuahua-Sonora, con un área aproximada de 45,792.22 km²; y 2) Durango-Zacatecas, salvo en el extremo norte de Durango (Guanacevi y norte de Tamazula), con una extensión de 59,284.27 km², aproximadamente (Fig. 21). De modo que si se tomara en cuenta tan sólo la disponibilidad de espacio y los ámbitos hogareños observados en Arizona y Nuevo México, el primer sector podría sustentar unos 99 grupos de lobos y el segundo, 128 (ver antecedentes sección 2.3.2 para tamaño de grupo promedio y ámbito hogareño).

Por otro lado, existe la posibilidad de que las barreras de origen antropogénico sean cruzadas por los lobos, como ocurre en Europa, donde se ha comprobado que segregan el espacio temporalmente, es decir, aprovechan las horas de menor actividad humana (generalmente la noche) para pasar inadvertidos al cruzar poblados y vías de transporte, mientras que se alimentan de basura o en muladares (e. g. Vilà et al. 1995, Ciucci et al. 1997, Blanco 1998, Theuerkauf et al. 2003a, Mech y Boitani 2003b, Boitani 2003). O bien, como ocurre con los lobos mexicanos reintroducidos en Arizona y Nuevo México, donde se ha observado que los individuos

colonizadores se dispersan cruzando autopistas interestatales y subsistiendo en el desierto (Interagency Field Team 2005). De ocurrir lo mismo en México, se mantendría una conexión entre los 2 sectores de reintroducción planteados, misma que podría ser facilitada por el hecho de que la distancia que hay entre ellos es de 200 km, aproximadamente, y que la zona de riesgo que los separa presenta poblados con pocos habitantes, caminos no pavimentados y muy buenos valores de calidad de hábitat (1 y 2), inclusive en esta zona se localiza el parche más grande con la más alta calidad de hábitat (ver resultados Fig. 13a), así como dos Áreas Naturales Protegidas, el Parque Nacional de Cascada de Bassaseachic (59.10 km²) y la Reserva Forestal Nacional y Refugio de la Fauna Silvestre de Papigochic (2,436.38 km²) (CONANP 2007) (Fig. 27). Además, existen pequeños parches sin riesgo (de menos de 500 km²) ubicados entre ambos sectores, que en caso de no poder mantener un grupo de lobos debido a su tamaño (Interagency Field Team 2005), sí podrían funcionar como parches conectores.

Así mismo, se ha reportado que los lobos mexicanos reintroducidos en Arizona y Nuevo México se dispersan en dirección noroeste o sureste, es decir, siguiendo el sentido de las cadenas montañosas (Interagency Field Team 2005), fenómeno que también ha sido observado con otras subespecies de Norte América (Geffen et al. 2004). Se ha señalado que estas cadenas montañosas constituyen una amplia banda con una vegetación particular y que los lobos al dispersarse evitan moverse entre los hábitat que las separan, lo que genera un patrón de aislamiento poblacional a lo largo del eje este-oeste (Geffen et al. 2004). Partiendo de lo anterior, la disposición espacial de los sectores de reintroducción propuestos promovería la conexión entre ambos, ya que los dos se localizan sobre el eje de la Sierra Madre Occidental, misma que se extiende en sentido noroeste-sureste. Por el contrario, a medida que la ubicación de los parches se aleje del eje de la Sierra Madre Occidental será menos probable que sean colonizados.

Según lo indican los resultados obtenidos, los 2 parches sin riesgo con mayor área (9,093.64 km² y 7,097.23 km²) se ubican entre Chihuahua y Sonora (sector 1 de reintroducción) muy cerca de la frontera con Estados Unidos. En Chihuahua, dichos parches comprenden los municipios de Janos, Casas Grandes, Madera (en donde se encuentran ambos parches), Temósachi y un pequeño fragmento de Ocampo y Guerrero. Del lado de Sonora, abarcan una menor extensión y se localizan en los municipios de Agua Prieta, Bavispe, Bacerac, Huachinera,

Bacadéhuachi, Nácori Chico (en donde se encuentran ambos parches), Sahuaripa, Arivechi y Yécora. Por otro lado, en Sonora prácticamente sólo en los municipios de Nácori Chico y Agua Prieta los parches cuentan con valores de calidad 1 y 2, mientras que del lado de Chihuahua estos tipos de hábitat son más abundantes, principalmente en Casas Grandes, Madera y Temósachi, aunque éste último se encuentra cerca de la zona de riesgo que separa a los 2 sectores mencionados con anterioridad.

Bajo este escenario, es conveniente realizar las liberaciones en el norte de Madera, Chihuahua (cerca de Casas Grandes), ya que en este municipio hay buenos valores de calidad de hábitat (de 1 a 4) (Fig. 22b), coinciden los 2 parches sin riesgo de mayor extensión, y se encuentra ubicado en medio de los dos si se consideran de manera conjunta (Fig. 22a). Tales características les proporcionarían a los lobos un margen de desplazamiento longitudinal a través de estos 2 parches, es decir, dentro de un hábitat adecuado (en algunas zonas de alta calidad) y sin riesgo por presencia humana. De hecho, en el norte de Madera y en Casas Grandes se encontraron algunos de los parches más grandes correspondientes a zonas sin riesgo y con la más alta calidad de hábitat. Además, en esta misma área se localiza Campo Verde, una Reserva Forestal Nacional y Refugio de la Fauna Silvestre con una extensión de 1,080.67 km² (CONANP 2007) (Figs. 22a y 22b). Finalmente, partiendo del noreste de Madera hacia el este se extienden 3 parches sin riesgo que oscilan entre los 1,000 y 3,000 km², abarcando los municipios de Ignacio Zaragoza, Buenaventura y Namiquipa (Fig. 22a), principalmente, los cuales presentan valores de calidad de hábitat 1, 2, 5 y 6 (Fig. 22b); y a su vez, aproximadamente a 59 km al sur de éstos, en los municipios de Chihuahua y Riva Palacio, se ubica el Parque Nacional de Cumbres de Majalca de 48 km² (CONANP 2007) (Fig. 27).

Otra opción es liberar a los lobos en Agua Prieta, Sonora o en Janos, Chihuahua (Sierra San Luis), por una parte porque estos municipios presentan muy pocas vías de transporte y poblados con respecto a los demás, y por otra, porque se localizan en la frontera con Estados Unidos (Fig. 23a), lo cual podría potenciar el contacto de los lobos liberados con los lobos mexicanos que han sido reintroducidos en Arizona y Nuevo México (ya que existen parches de bosque que conectan ambas zonas); siempre y cuando la muralla que será construida en la frontera esté diseñada de manera que considere el tránsito de los animales. La fracción del parche

más grande sin riesgo que corresponde a estos municipios está constituida en gran medida por hábitat de calidad 3 a 6, no obstante, en el centro-este de Agua Prieta y en el noroeste de Janos se pueden encontrar zonas con hábitat de calidad 1 y 2 (Fig. 23b), incluso ahí existe un parche de 348 km² que conjunta la mejor calidad de hábitat y la ausencia de riesgo por presencia humana. Un factor importante a considerar es que el tercer fragmento más grande de hábitat continuo (9,059.34 km²) se localiza aproximadamente a 50 km al oeste de la fracción del parche que le corresponde a Agua Prieta (ver resultados Fig. 11), además en éste se ubica el Área de Protección de Flora y Fauna de la Sierra de Ajos Bavispe (con un total de 1,800.40 km²) (CONANP 2007).

Una tercera opción para la liberación de lobos sería la Reserva Forestal Nacional y Refugio de la Fauna Silvestre de Tutuaca, que en el estado de Chihuahua comprende los municipios de Temósachi (la mayor parte del área), Guereño, Madera, Matachi, Ocampo y Moris; y en el estado de Sonora los municipios de Sahuaripa y Yécora. Esta Reserva cuenta con un área de 3,634.40 km² (CONANP 2007) (Fig. 27), está dentro de uno de los parches sin riesgo de mayor extensión (>5,000 km²) (Fig. 24a) y presenta valores de alta y mediana calidad de hábitat (de 1 a 4) (Fig. 24b); pero tendría el inconveniente de que se encuentra en el extremo sur del parche a partir del cual comienza la zona de riesgo que separa los 2 sectores de reintroducción propuestos (Fig. 24a).

En el segundo sector más apropiado para la reintroducción, es decir, en Durango-Zacatecas, existe un gran número de poblados con pocos habitantes distribuidos a lo largo de toda la sierra, lo que ocasiona que no se encuentren parches sin riesgo tan extensos como los del sector Chihuahua-Sonora. Sólo se detectaron 4 parches con áreas entre los 1,000 y 3,000 km²: uno de ellos abarca los municipios de Tepehuanes, Topia y Canelas; al sur de éste se localiza otro, en los municipios de Santiago Papasquiari, Otáez y San Dimas; al noreste del estado se encuentra uno en los municipios de Hidalgo y Mapimí (el cual también abarca Coronado y Jiménez del lado de Chihuahua), y por último, existe otro parche (el más grande de éstos) en los municipios de Mezquital y Súchil, cuya fracción más grande está del lado de Zacatecas, en los municipios de Chalchihuites, Jiménez del Teúl y Valparaíso.

Cabe mencionar que la gran mayoría de los parches sin riesgo en Durango (sin importar el tamaño) tienen valores de calidad de hábitat 1 y 2, excepto por los que están al noreste (El Oro, Indé, Hidalgo San Pedro del Gallo y Mapimí) y al sureste del estado (Nombre de Dios, Vicente Guerrero y norte de Mezquital), que presentan los valores más bajos de calidad de hábitat (5 y 6).

Con base en lo anterior, lo más recomendable en el sector Durango-Zacatecas es efectuar las liberaciones en la parte del parche sin riesgo más grande que se encuentra en el sur de Tepehuanes, ya que hacia el sur colinda con Santiago Papasquiario, en donde se localiza una fracción de uno de los parches sin riesgo de mayor extensión; y hacia el este se conecta con el parche de Hidalgo y Mapimí, a través de una serie de pequeños parches sin riesgo (Fig. 25a). Aunado a esto, en los municipios de Tepehuanes, Santiago Papasquiario, Otáez y San Dimas, se localizan varios parches del orden de más de 200 a 1,000 km² que no representan riesgo por presencia humana (Fig. 25a) y que además presentan valores de calidad de hábitat 1 y 2 (Fig. 25b).

Por otra parte, los lobos también pueden liberarse en el parche sin riesgo más grande, que se ubica desde el sur de Durango (municipios de Súchil y Mezquital) hasta Zacatecas (municipios de Chalchihuites, Jiménez de Teúl y Valparaíso), ya que en él hay áreas con alta calidad de hábitat (1, 2) (Fig. 26b) y ahí se localiza un polígono de la Zona Protectora Forestal CADR 43, la cual tiene una superficie total de 15,193.85 km² (CONANP 2007) tomando en cuenta todos sus polígonos, aunque la mayoría de ellos están fuera del fragmento (Fig. 28). Este parche presentaría el inconveniente de que se localiza cerca del extremo sur del fragmento de hábitat continuo más grande (aproximadamente a 160 km), a partir del cual comienza una gran concentración de poblados y vías de transporte que se extiende hacia el Eje Neovolcánico Transversal; además de que está muy lejos del sector de reintroducción Chihuahua-Sonora (Fig. 26a). Cabe destacar que en esta zona, muy cerca del parche antes mencionado (aproximadamente a 11 km hacia el este), se encuentra la Reserva de la Biosfera de La Michilía (con 94.21 km²) (CONANP 2007) (Fig. 28), en la que actualmente existe un encierro de lobo mexicano, lo que constituye un elemento favorable para la liberación. También es importante mencionar que existe otra Área Natural Protegida en éste extremo sur del fragmento, la Zona Protectora Forestal CADR 01 (con un total de 976.99 km²) (Fig. 28); sin embargo, no sería recomendable para la liberación debido a que el

parche más grande sin riesgo que comprende es del orden de más de 500 a 1,000 km² y consta de hábitat de mediana a baja calidad (3 a 6).

Liberar a los lobos en un Área Natural Protegida (ANP), siempre y cuando ésta funcione correctamente, proporcionaría varias ventajas, por ejemplo, tendrían protección legal a nivel federal, estatal y municipal; y debido al especial interés de la CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas) en apoyar la reintroducción del lobo mexicano, el programa contaría con subsidios del gobierno; habría vigilancia; presumiblemente existiría una buena abundancia de presas y la infraestructura necesaria para el equipo técnico encargado de trabajar con los lobos; se promoverían programas de desarrollo sustentable; etc. De hecho, se ha sugerido que las ANP's pueden funcionar como áreas fuente para las poblaciones de lobos (Mech 1995, Theuerkauf et al. 2003a).

Sin embargo, son muchos y muy diversos los factores que determinan el buen funcionamiento de una ANP y su capacidad para mantener lobos, factores que en este estudio no fueron evaluados, por lo que se desconoce qué tan factible sería realizar las liberaciones dentro de alguna de ellas. En principio, La Michilía, Cascada de Bassaseachic y Cumbres de Majalca, no tienen superficies lo suficientemente grandes como para mantener un grupo de lobos (ver antecedentes sección 2.3.2); mientras que Campo Verde, CADR 01 y CADR 43 no tienen Director (CONANP 2007; <http://www.conanp.gob.mx/sig/>). De modo que solamente Tutuaca y Papigochic cumplen con ambos requerimientos, aunque de éstas, sólo Tutuaca está dentro de un área propuesta para la liberación. No obstante, hace falta incluir en el análisis las ANP's de jurisdicción estatal. Por otro lado, las ANP's mencionadas podrían usar al lobo como especie bandera para promover tanto su ampliación, como el desarrollo de mejores programas de administración y manejo.

Así mismo, el lobo también podría tomarse como estandarte para promover el decreto de nuevas ANP's en áreas propuestas para las liberaciones en las que no existe ninguna, como en Agua Prieta-Janos (primer sector de reintroducción) y en Tepehuantes-Santiago Papasquiario (segundo sector de reintroducción). De hecho, muchas de las áreas señaladas como adecuadas en este trabajo también han sido identificadas por la CONABIO como Regiones Terrestres

Prioritarias para la Conservación (RTP). Específicamente, en el primer sector de reintroducción las RTP's "Sierra de San Luis-Janos", "Bavispe-El Tigre", "Cuenca del Río Chico-Sirupa", Babícora y "Bassaseachic" cubren por completo los parches más adecuados para las liberaciones (CONABIO 2004). Mientras que en el segundo sector de reintroducción, "San Juan de Camarones" cubre una parte de lo correspondiente a los municipios de Santiago Papasquiari y Otáez (Durango); "La Michilía" una parte de lo correspondiente al municipio de Súchil (Durango); y "la Cuenca del Río Jesús María" una parte de lo correspondiente a los municipios de Mezquital (Durango) y Valparaíso (Zacatecas) (CONABIO 2004).

Por otro lado, dada la diversidad en el tamaño y calidad de hábitat de los parches sin riesgo por presencia humana que conforman cada uno de los sectores de reintroducción (además de otras variables que no han sido estimadas, como la abundancia de presas, la densidad de ganado y la actitud de la gente), es muy probable que se desarrolle una dinámica en la que algunos parches funcionen como fuente y otros como sumidero, tal y como ha ocurrido con los lobos mexicanos reintroducidos en Arizona y Nuevo México (Interagency Field Team 2005). En este sentido, haciendo uso de la información con la que se cuenta por el momento, se tendría que los parches sin riesgo que por su tamaño podrían funcionar como fuente se ubican en el centro-norte de Chihuahua-Sonora, pero con respecto a la calidad de hábitat, la mayor parte de los parches con valores de 1 y 2 se localizan en el estado de Durango.

Finalmente, es muy importante tener en cuenta que todas las áreas estimadas (tanto las de los fragmentos, como las de los parches dentro de ellos) dependen del tamaño de celda y del criterio de las 8 celdas contiguas para su delimitación. Este criterio es el más conservador que maneja FragStats, ya que para que una celda sea considerada como parte de un parche determinado las 8 celdas adyacentes a él deben tener el mismo valor. Así mismo, también hay que resaltar que las distancias mencionadas están siendo subestimadas debido a que fueron calculadas en línea recta.

6.4 Área de distribución histórica estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático y áreas viables para la liberación al considerar este factor

En la proyección efectuada para estimar el área de distribución del lobo gris en México que potencialmente no se perderá en el futuro (2050) a causa de los efectos del cambio climático, se distingue la tendencia de que el nicho ecológico del lobo mexicano se mantendrá en las partes más altas de las cadenas montañosas. Este resultado concuerda con un estudio realizado por Peterson et al. (2002a) en el que se considera el efecto del cambio climático para el año 2055 sobre la distribución de todas las especies de mamíferos de México, entre otros grupos. En dicho estudio se encontró que las principales sierras del país pueden funcionar como refugio de la fauna ante el calentamiento global, mientras que los valles internos que se extienden hacia el sur serán más vulnerables. Esto explica también por qué los hábitat de la más alta calidad, correspondientes a bosques de pino y de pino-encino (tipos de vegetación característicos de zonas templadas y altas) son los que en un futuro perderán el menor porcentaje de área según la proyección realizada.

Tomar en cuenta el cambio climático en la búsqueda de áreas adecuadas para la reintroducción, nos permite tener un criterio que refuerce la selección de algunos sitios sobre otros con base en su estabilidad a largo plazo, en este caso en función del clima. Bajo esta perspectiva, no sería recomendable considerar como áreas apropiadas para la reintroducción los extremos norte y sur del fragmento más grande de hábitat continuo, dado que se espera que en el futuro dejen de ser apropiados para el lobo mexicano. Por otro lado, de los 3 fragmentos de hábitat continuo más grandes que se encuentran alrededor de éste, sólo seguirá siendo adecuado el del noroeste (ubicado en el norte de Sonora), mismo que duplicará su distancia con respecto al más grande (quedando aproximadamente de 100 km), debido a que se estima que ambos fragmentos reduzcan su tamaño. Sin embargo, aún así cabe la posibilidad de que llegue a ser colonizado, dada la distancia máxima de dispersión del lobo mexicano que se ha observado en Arizona y Nuevo México (ver antecedentes sección 2.3.2).

De los 2 sectores identificados previamente como los más apropiados para la reintroducción de lobos dentro del fragmento más grande de hábitat continuo, se espera que se

pierdan las condiciones ambientales adecuadas para el lobo en el norte de Chihuahua-Sonora, específicamente lo correspondiente a los municipios de Agua Prieta y Bavispe, en Sonora, y la mayor parte de Janos, en Chihuahua (conservándose sólo el extremo sur); lo mismo se espera para el sur de Durango, específicamente lo correspondiente a los municipios de Nombre de Dios, Súchil y la mayor parte de Mezquital (excepto el norte). El área que se mantendría estable está directamente relacionada con las partes altas de la Sierra Madre Occidental.

Partiendo de lo anterior, los parches propuestos para la liberación de lobos dentro del primer sector de reintroducción, que de acuerdo a la proyección son climáticamente estables y por consiguiente más recomendables son el de Tutuaca y los del municipio de Madera, en Chihuahua, incluyendo Campo Verde (en el centro del municipio, ya que ahí coincidirán los 2 parches sin riesgo más extensos dado que se espera que pierdan área) (Fig. 29a). Ante este escenario, 2 de los 3 parches sin riesgo de entre 1,000 y 3,000 km² que se encuentran en Chihuahua, al este de Madera, reducirán su área y uno se perderá, así como también se perderá el área de Cumbres de Majalca y otros parches de menor extensión (Fig. 29a), todos ellos correspondientes a hábitat de baja calidad (5 y 6) (Fig. 29b).

Con respecto al segundo sector de reintroducción, excepto por el parche sin riesgo más grande donde están las ANP's, que se ubica desde el sur de Durango hasta Zacatecas, los parches que habían sido seleccionados como las opciones más adecuadas para la liberación, es decir los de los municipios de Tepehuanes-Santiago Papasquiario-Otáez-San Dimas, coinciden con ser los más adecuados al considerar el cambio climático, aún cuando se estima que se pierdan las condiciones ambientales adecuadas para el lobo en los parches ubicados al noreste del estado, que actualmente están conectados con los de Tepehuanes (Fig. 30a y b).

6.5 Comparación con estudios previos y recomendaciones

Al igual que en este estudio, los 2 trabajos previos que utilizan el modelado de nicho por medio de GARP (Servín et al. 2003, Martínez-Meyer et al. 2006) señalan que la distribución histórica del lobo en México comprendía la Sierra Madre Occidental, la Sierra Madre Oriental y el Eje Neovolcánico Transversal; y únicamente el de Servín et al. (2003) coincide con este

estudio en la inclusión de Oaxaca como parte de la distribución (ver antecedentes sección 2.1 Figs. 2 y 5). Sin embargo, los 3 diferimos en cuanto a la magnitud del área estimada para cada región. Tales diferencias pueden deberse a los registros históricos usados para el modelado (número y origen); a la base de datos climáticos (Servín et al. 2003 no menciona cuál utilizaron y Martínez-Meyer et al. 2006 usaron una mundial); a las variables contempladas (las empleadas en trabajos previos no representan adecuadamente los niveles de tolerancia de los animales); al umbral de modelos considerado (Servín et al. 2003 no menciona cuál utilizaron, y Martínez-Meyer et al. 2006 usaron toda el área de consenso 0 a 10); o a la combinación de todos o algunos de estos factores.

Por otro lado, es complicado comparar las áreas adecuadas para la reintroducción obtenidas en este estudio con las que se sugieren en los trabajos que se han realizado previamente, ya que el área de estudio, los criterios utilizados para identificar las áreas más apropiadas para la reintroducción (así como los parámetros establecidos) y los elementos que se toman como referencia para ubicar tales áreas (estados, municipios, sierras, etc.) varían con cada autor (ver antecedentes sección 2.1 Cuadro 1); sin embargo, se encontraron las siguientes similitudes: todos los autores que consideran en su análisis la Sierra Madre Occidental (Araiza 2001, Carroll et al. 2004, Servín et al. 2003) encuentran áreas apropiadas dentro de lo que corresponde al parche sin riesgo más grande identificado en éste estudio, e incluso también señalan la frontera de Chihuahua-Sonora, cerca de la frontera con Estados Unidos, como una de las mejores zonas para reintroducir lobos (Araiza 2001, Carroll et al. 2004) (ver antecedentes sección 2.1 Figs. 1 y 3). Además, cabe resaltar que los trabajos que toman en cuenta la Sierra Madre Oriental y la Occidental, concuerdan en que en esta última se localiza el mayor número de parches adecuados y también los más extensos (Araiza 2001, Carroll et al. 2004) (ver antecedentes sección 2.1 Cuadro 1). Lo anterior demuestra que en la actualidad el parche sin riesgo más grande, particularmente su extremo norte, resulta ser una zona apta para la reintroducción de lobos sin importar la variación en los criterios de selección empleados, ni los métodos usados en los estudios realizados.

No obstante, si se toma en cuenta el cambio climático como criterio de selección de áreas se adquiere una perspectiva diferente, ya que la frontera norte del país deja de ser una zona apta

para la reintroducción, lo cual coincide con lo encontrado por Martínez-Meyer et al. (2006) en el único otro estudio que considera dicho criterio; aún cuando ellos utilizan un procedimiento distinto al empleado en este trabajo. También coinciden en que el área estimada como distribución del lobo en la Sierra Madre Oriental se perderá en el futuro debido al fenómeno del cambio climático (ver antecedentes sección 2.1 Fig. 5). Pero difieren en lo equivalente al extremo sur del fragmento más grande de hábitat continuo obtenido en este estudio, ya que ellos estiman que no se perderá (ver antecedentes sección 2.1 Fig. 5).

Ahora bien, en comparación con los otros trabajos que utilizan distancias como medida de riesgo (Araiza 2001, Martínez-Meyer 2006), las establecidas en éste son menores (ver antecedentes sección 2.1 Cuadro 1) y en consecuencia las áreas apropiadas obtenidas son más extensas. Sin embargo, no se puede afirmar que algún estudio represente la realidad mejor que otro, dado que todavía no se comprueba cómo se comporta el lobo mexicano a este respecto, lo mismo ocurre con los autores que usan la densidad (de caminos y humana) en lugar de la distancia (Carroll et al. 2004, Sánchez y Guevara 2006).

Las áreas propuestas en el presente estudio para la liberación de lobos son el resultado de un análisis a gran escala, por lo que se sugiere verificar en el campo si efectivamente corresponden a las características que aquí se les atribuyen. Además, se recomienda determinar la abundancia de presas y de otros depredadores; evaluar la accesibilidad de los sitios en cuanto al manejo de los individuos liberados; estimar la estabilidad del área a largo plazo en función de la deforestación; evaluar la factibilidad de liberar lobos dentro de alguna de las ANP's identificadas; y analizar factores sociales y económicos, tales como la actitud de los pobladores ante la reintroducción del lobo en sus propiedades, la presencia de conflictos sociales en el área, la tenencia de la tierra, las actividades productivas, el tipo y densidad de ganado, y el manejo de ganado y de otros animales domésticos, por citar algunos. No obstante, éste trabajo nos permite distinguir las zonas de mayor interés en las que se deben enfocar los esfuerzos posteriores, lo cual constituye un paso indispensable en la toma de decisiones para la conservación del lobo mexicano en nuestro país.

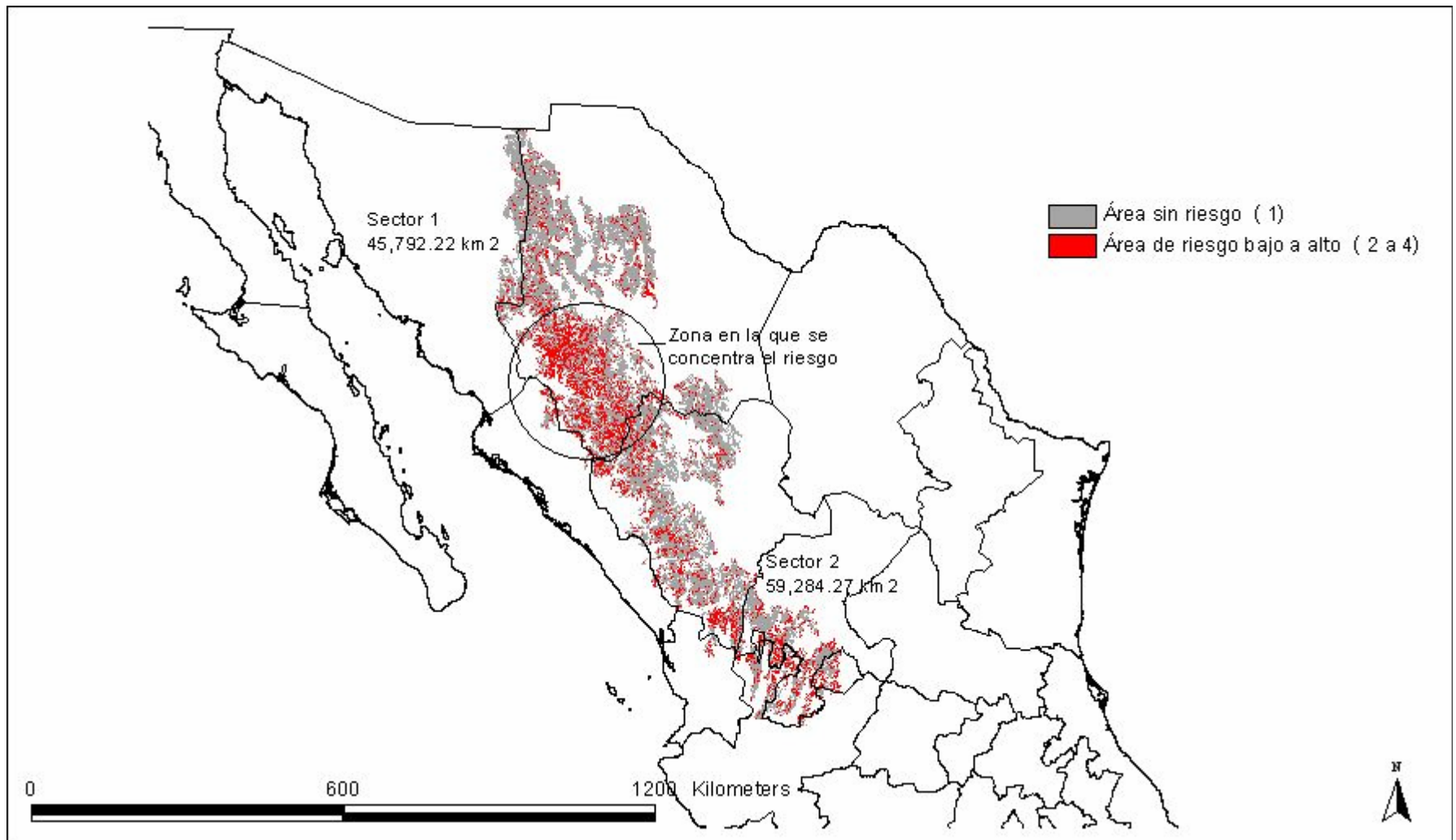


Figura 21. Sectores apropiados para la reintroducción del lobo gris en México con base en el área sin riesgo por presencia humana en el fragmento más grande de hábitat continuo presente en la actualidad.

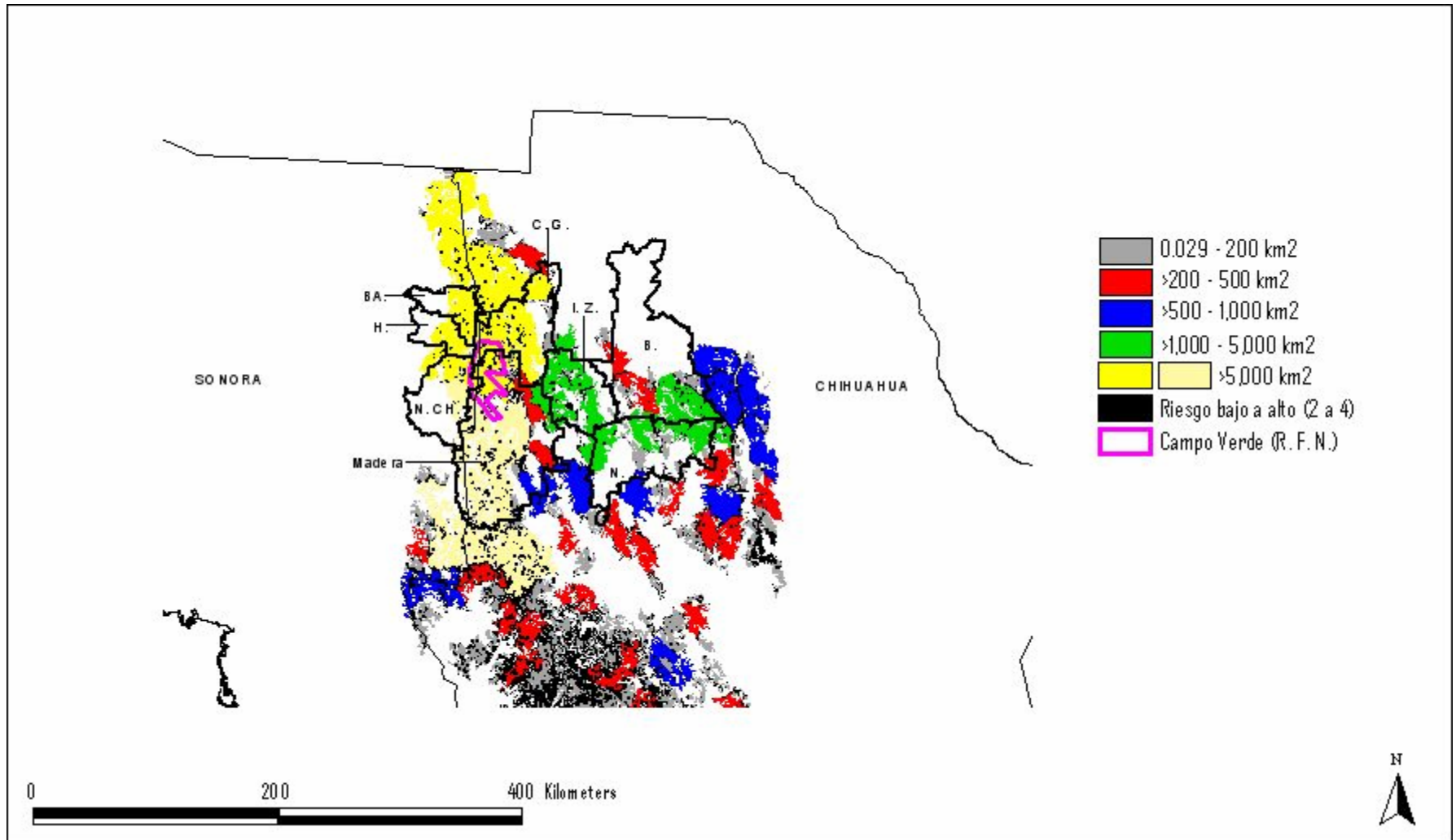


Figura 22a. Sector de reintroducción 1 del lobo gris en México: Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) (categorías establecidas en función del tamaño). Municipios de Chihuahua: Casas Grandes (C. G.), Ignacio Zaragoza (I. Z.), Buenaventura (B.), Madera y Namiquipa (N.). Municipios de Sonora: Bacerac (BA.), Huachinera (H.) y Nácori Chico (N. CH.). Reserva Forestal Nacional y Refugio de la Fauna Silvestre de Campo Verde (1,080.67 km²) (CONANP 2007).

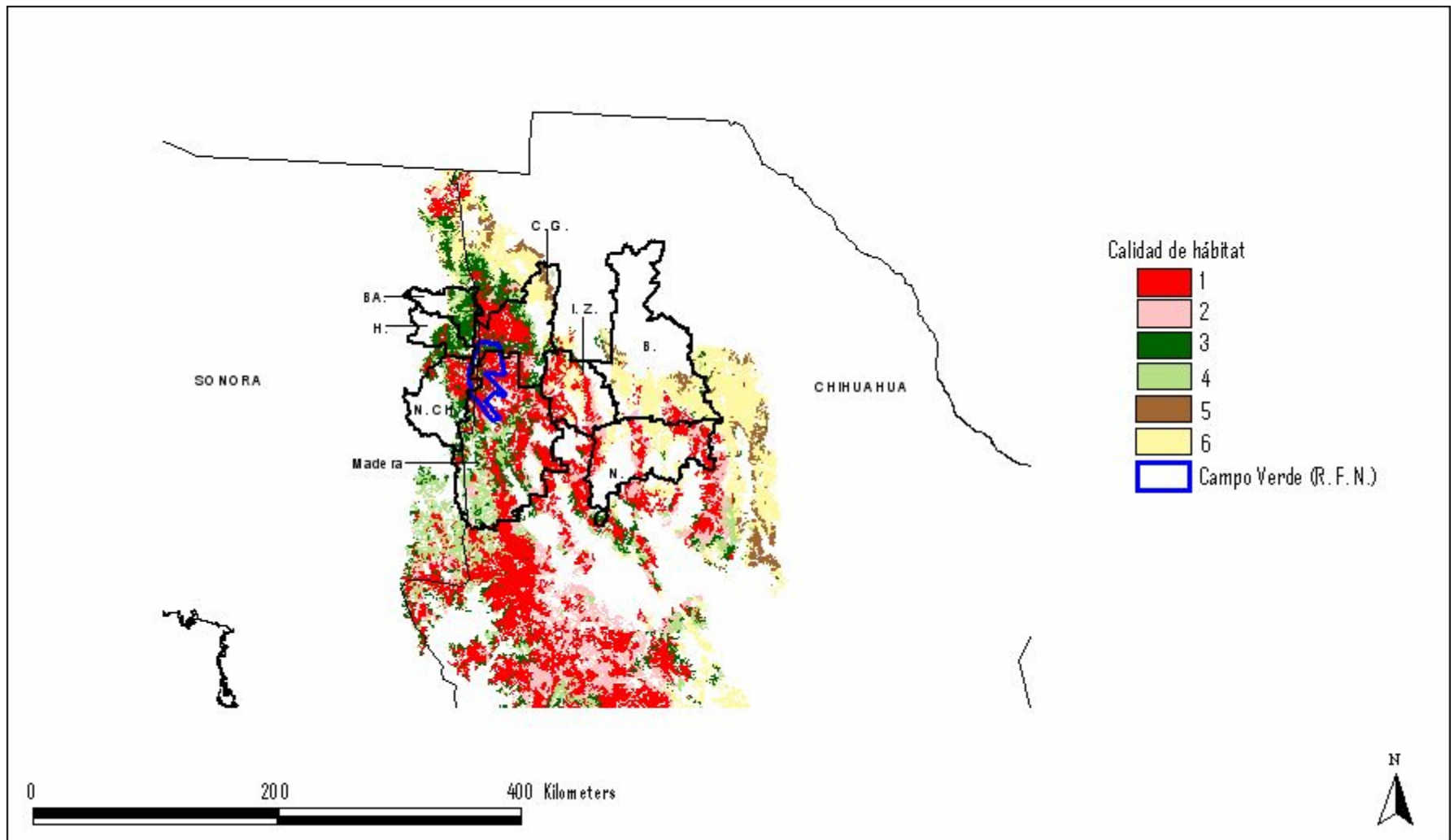


Figura 22b. Sector de reintroducción 1 del lobo gris en México: Valores de calidad de hábitat. Municipios de Chihuahua: Casas Grandes (C. G.), Ignacio Zaragoza (I. Z.), Buenaventura (B.), Madera y Namiquipa (N.). Municipios de Sonora: Bacerac (BA.), Huachinera (H.) y Nácori Chico (N. CH.). Reserva Forestal Nacional y Refugio de la Fauna Silvestre de Campo Verde (1,080.67 km²) (CONANP 2007). Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5.

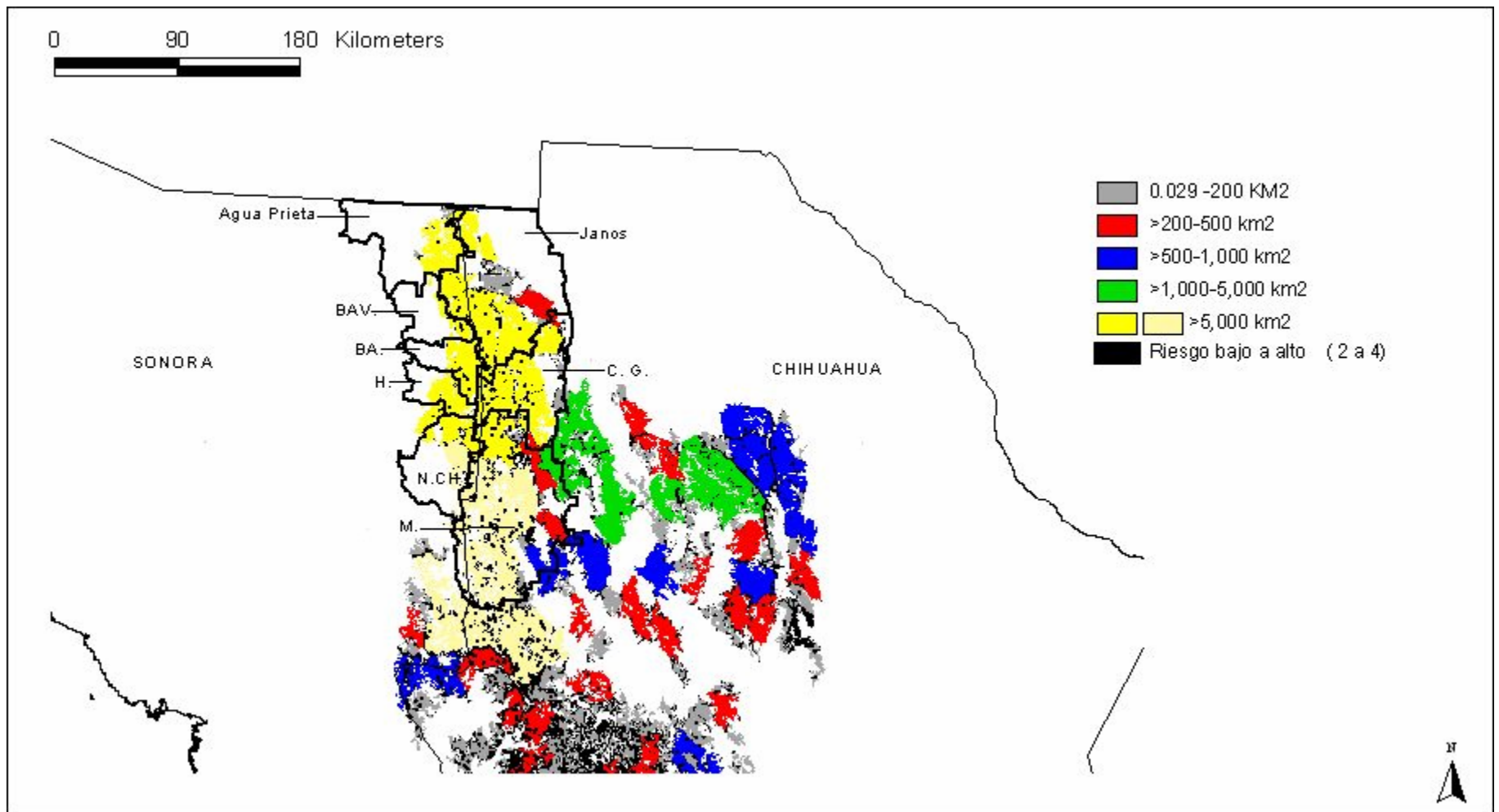


Figura 23a. Sector de reintroducción 1 del lobo gris en México: Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) (categorías establecidas en función del tamaño). Municipios de Chihuahua: Janos, Casas Grandes (C. G.) y Madera. Municipios de Sonora: Agua Prieta, Bavispe (BAV.), Bacerac (BA.), Huachinera (H.) y Nácori Chico (N. CH.).

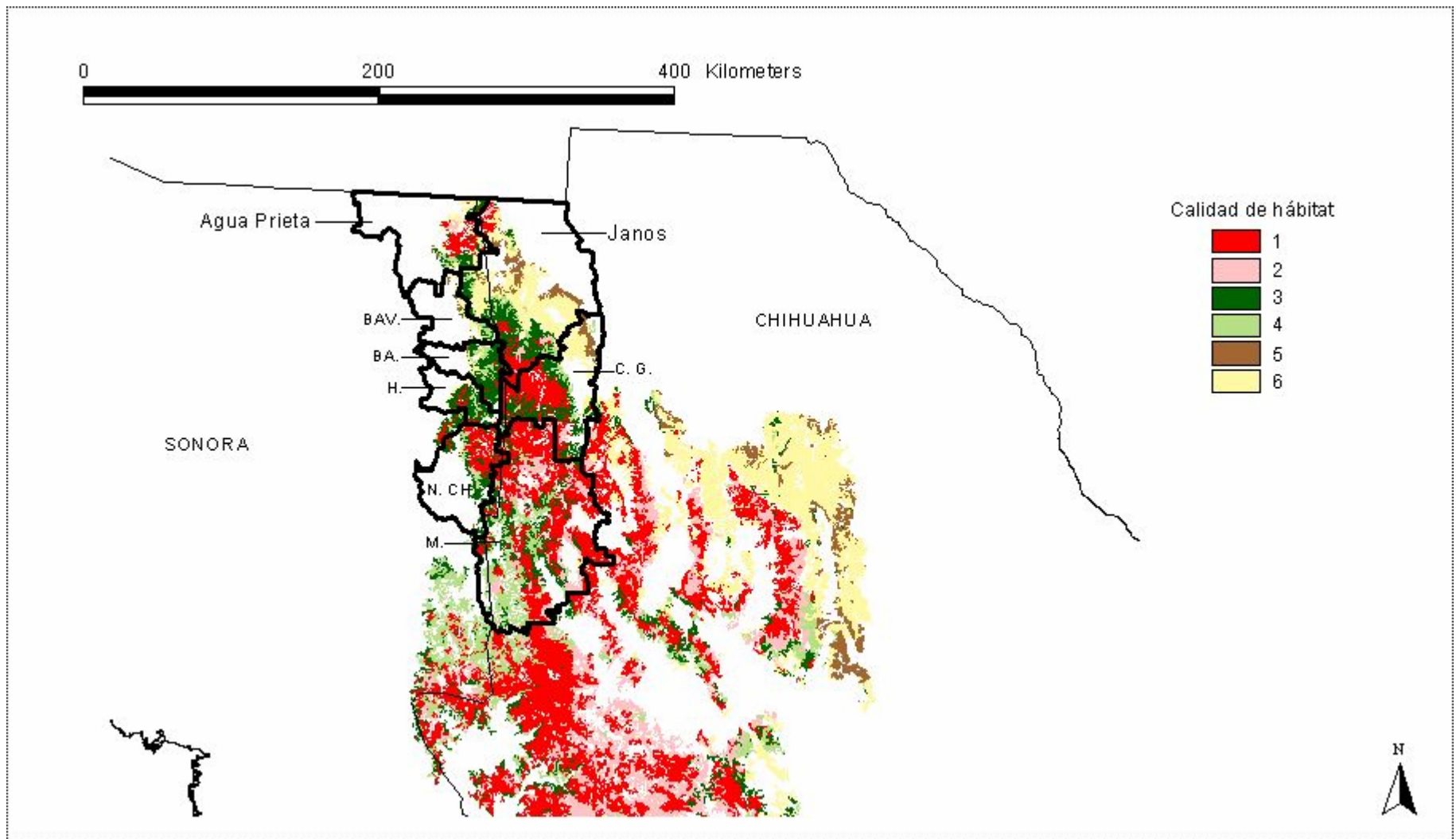


Figura 23b. Sector de reintroducción 1 del lobo gris en México: Valores de calidad de hábitat. Municipios de Chihuahua: Janos, Casas Grandes (C. G.) y Madera. Municipios de Sonora: Agua Prieta, Bavispe (BAV.), Bacerac (BA.), Huachinera (H.) y Nácori Chico (N. CH.). Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5.

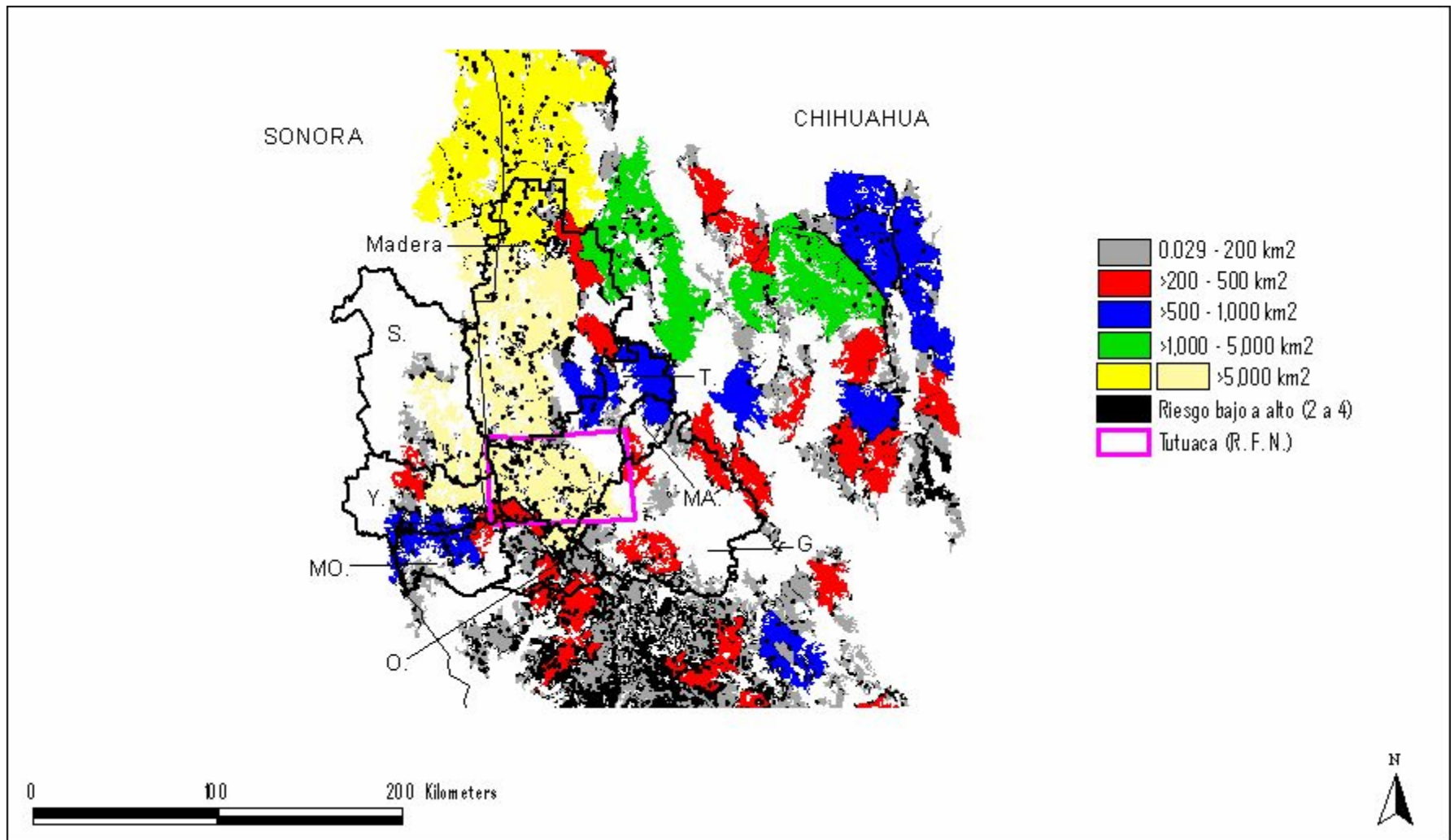


Figura 24a. Sector de reintroducción 1 del lobo gris en México: Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) (categorías establecidas en función del tamaño). Municipios de Chihuahua: Madera, Temósachi (T.), Matachi (MA.), Guerrero (G.), Ocampo (O.) y Moris (MO.). Municipios de Sonora: Sahuaripa (S.) y Yecora (Y.). Reserva Forestal Nacional y Refugio de la Fauna Silvestre de Tutuaca (3,634.40 km²) (CONANP 2007).

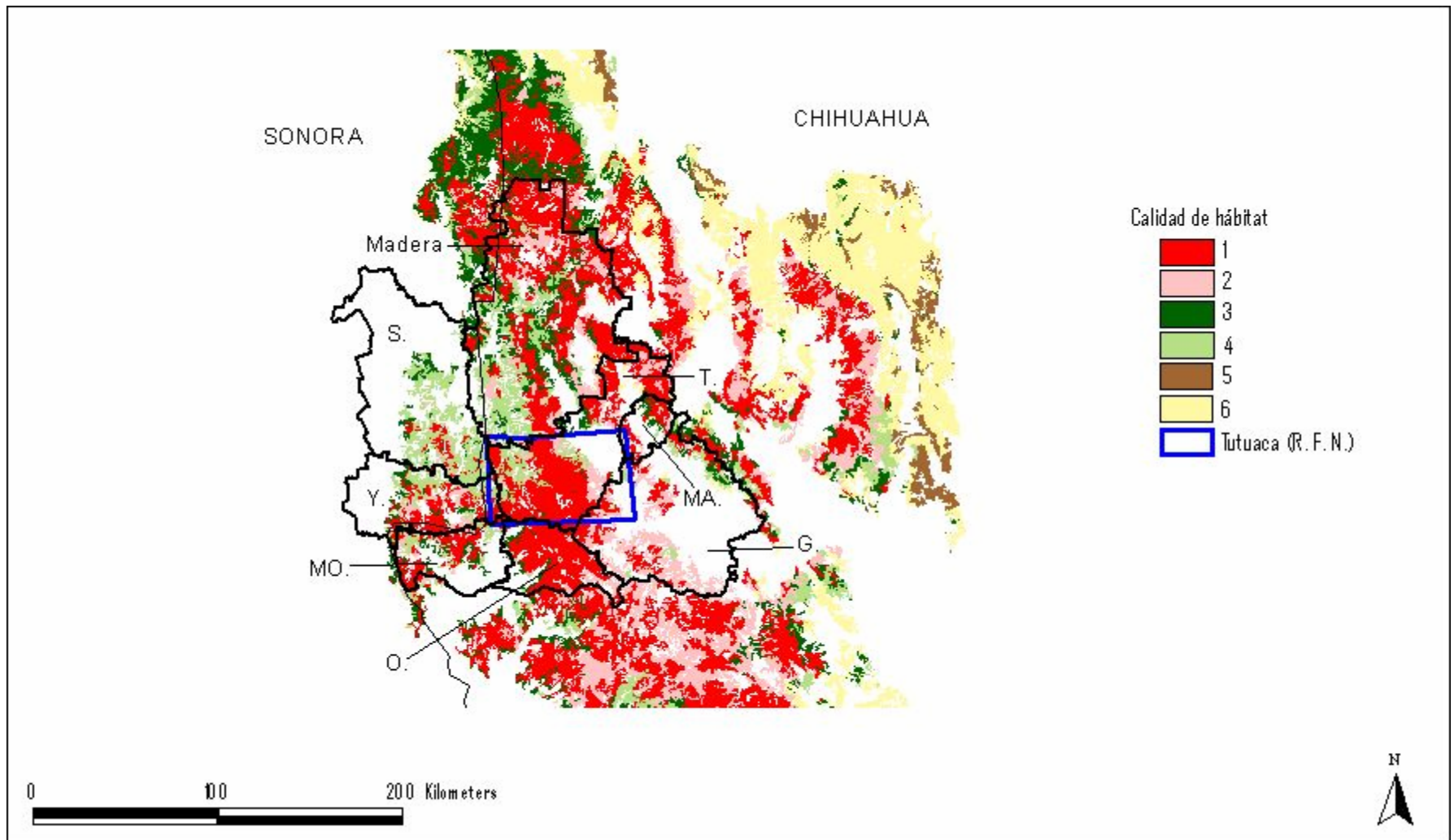


Figura 24b. Sector de reintroducción 1 del lobo gris en México: Valores de calidad de hábitat. Municipios de Chihuahua: Madera, Temósachi (T.), Matachi (MA.), Guerrero (G.), Ocampo (O.) y Moris (MO.). Municipios de Sonora: Sahuaripa (S.) y Yecora (Y.). Reserva Forestal Nacional y Refugio de la Fauna Silvestre de Tutuaca (3,634.40 km²) (CONANP 2007). Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5.

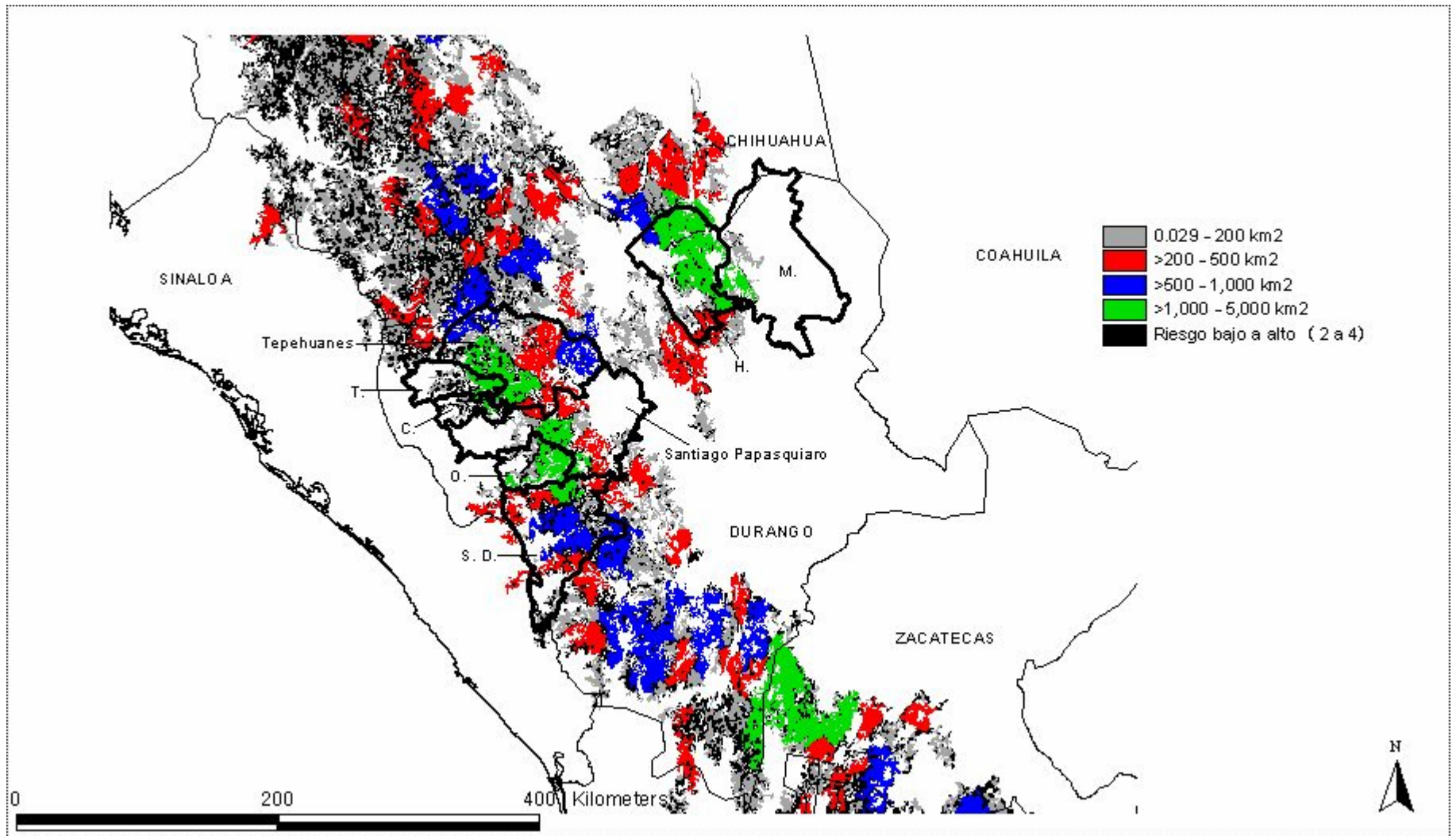


Figura 25a. Sector de reintroducción 2 del lobo gris en México: Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) (categorías establecidas en función del tamaño). Municipios de Durango: Tepehuanes, Topia (T.), Canelas (C.), Santiago Papasquiario, Otáez (O.), San Dimas (S. D.), Hidalgo (H.) y Mapimí (M.).

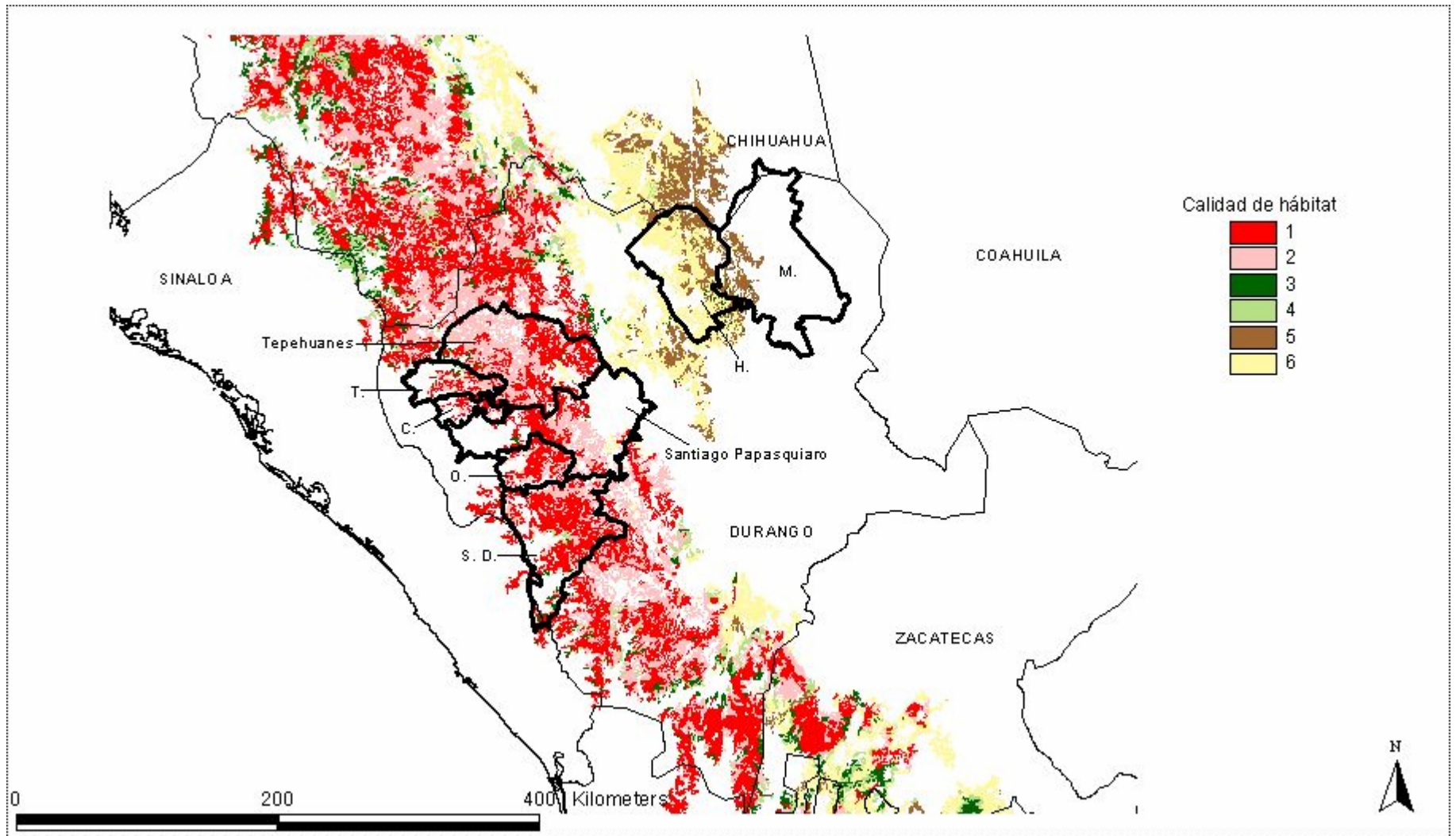


Figura 25b. Sector de reintroducción 2 del lobo gris en México: Valores de calidad de hábitat. Municipios de Durango: Tepehuanes, Topia (T.), Canelas (C.), Santiago Papasquiaro, Otáez (O.), San Dimas (S. D.), Hidalgo (H.) y Mapimí (M.). Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5.

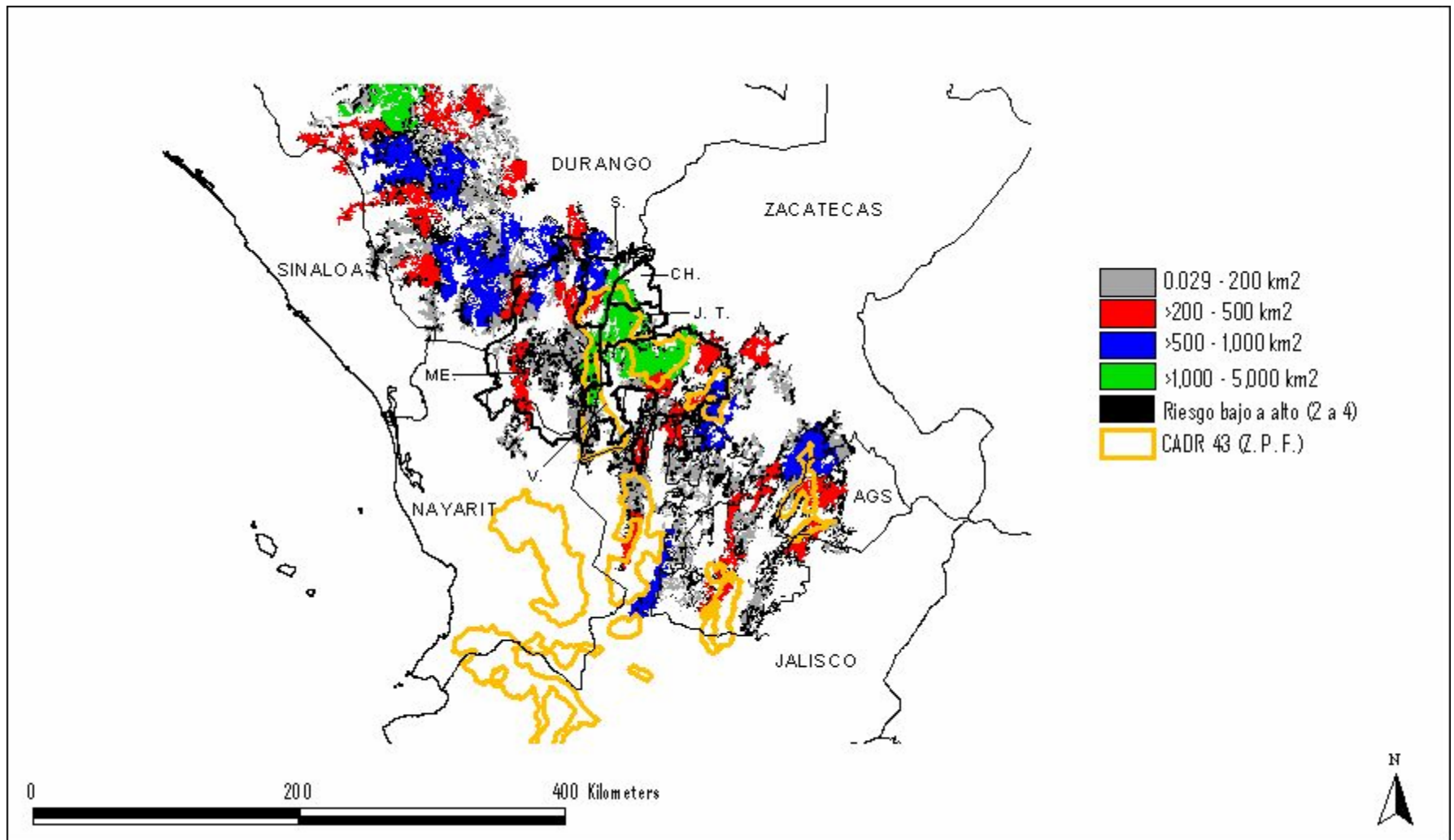


Figura 26a. Sector de reintroducción 2 del lobo gris en México: Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) (categorías establecidas en función del tamaño). Municipios de Durango: SÚchil (S) y Mezquital (M. E.). Municipios de Zacatecas: Chalchihuites (CH.), Jiménez de Teúl (J. T.) y Valparaíso (V.). Zona Protectora Forestal CADR 43 (15,193.85 km²) (CONANP 2007).

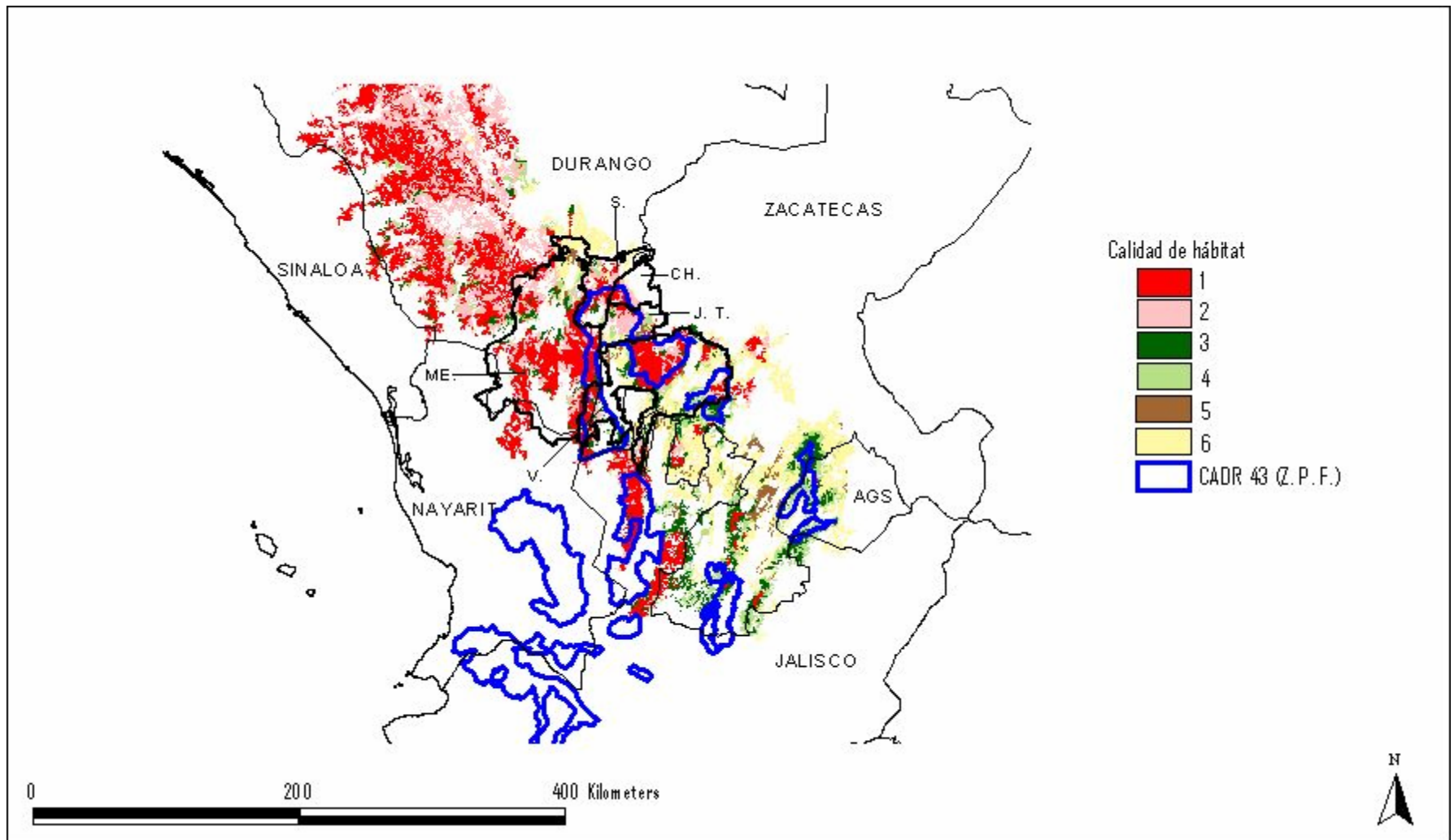


Figura 26b. Sector de reintroducción 2 del lobo gris en México: Valores de calidad de hábitat. Municipios de Durango: Súcil (S) y Mezquital (M. E.). Municipios de Zacatecas: Chalchihuites (CH.), Jiménez de Teúl (J. T.) y Valparaíso (V.). Zona Protectora Forestal CADR 43 (15,193.85 km²) (CONANP 2007). Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5.

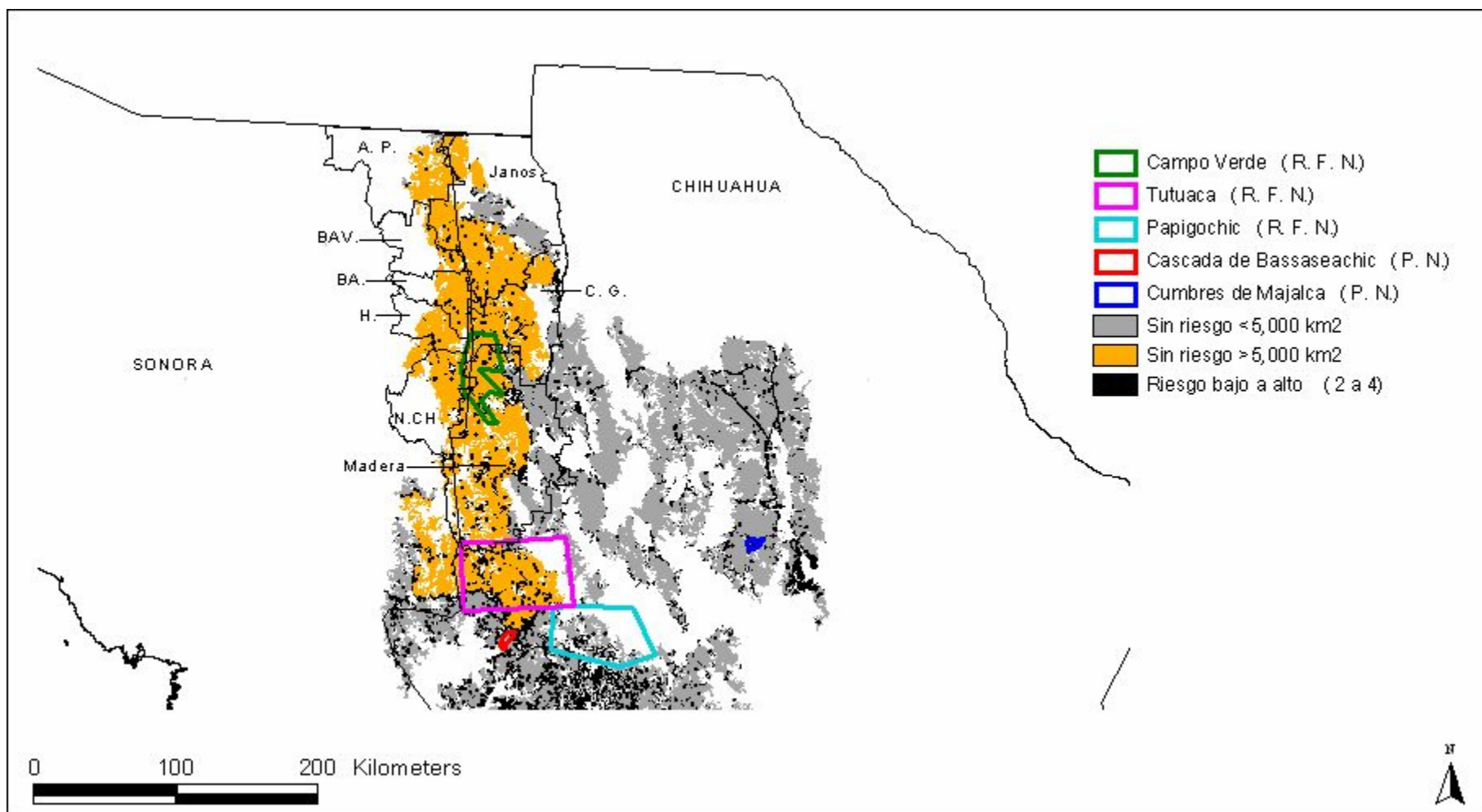


Figura 27. Áreas Naturales Protegidas (CONANP 2007) presentes en el sector de reintroducción 1 del lobo gris en México. Reserva Forestal Nacional y Refugio de la Fauna Silvestre: Campo Verde (1,080.67 km²), Tutuaca (3,634.40 km²) y Papigochic (2,436.38 km²). Parque Nacional: Cascada de Bassaseachic (59.10 km²) y Cumbres de Majalca (48.00 km²). Municipios de Chihuahua: Janos, Casas Grandes (C. G.) y Madera. Municipios de Sonora: Agua Prieta (A. P.), Bavispe (BAV.), Bacerac (BA.), Huachinera (H.) y Nácori Chico (N. CH.).

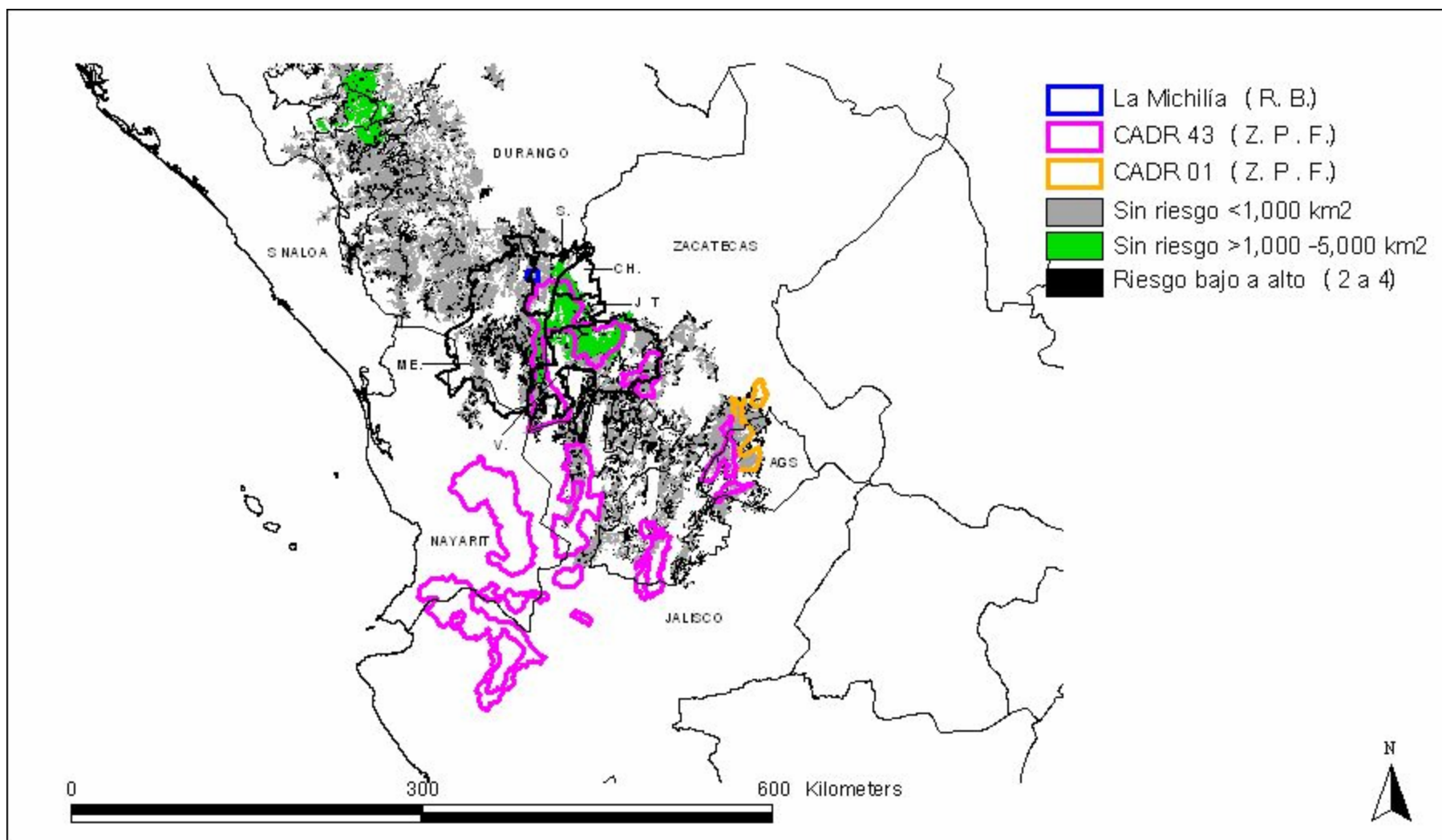


Figura 28. Áreas Naturales Protegidas (CONANP 2007) presentes en el sector de reintroducción 2 del lobo gris en México. Zona de Protección Forestal y Reserva Integral de la Biosfera: La Michilía (94.21 km^2). Zona Protectora Forestal: CADR 43 (15,193.85 km^2) y CADR 01 (976.99 km^2). Municipios de Durango: SÚchil (S.) y Mezquital (ME.). Municipios de Zacatecas: Chalchihuites (CH.), Jiménez de Teúl (J. T.) y Valparaíso (V.).

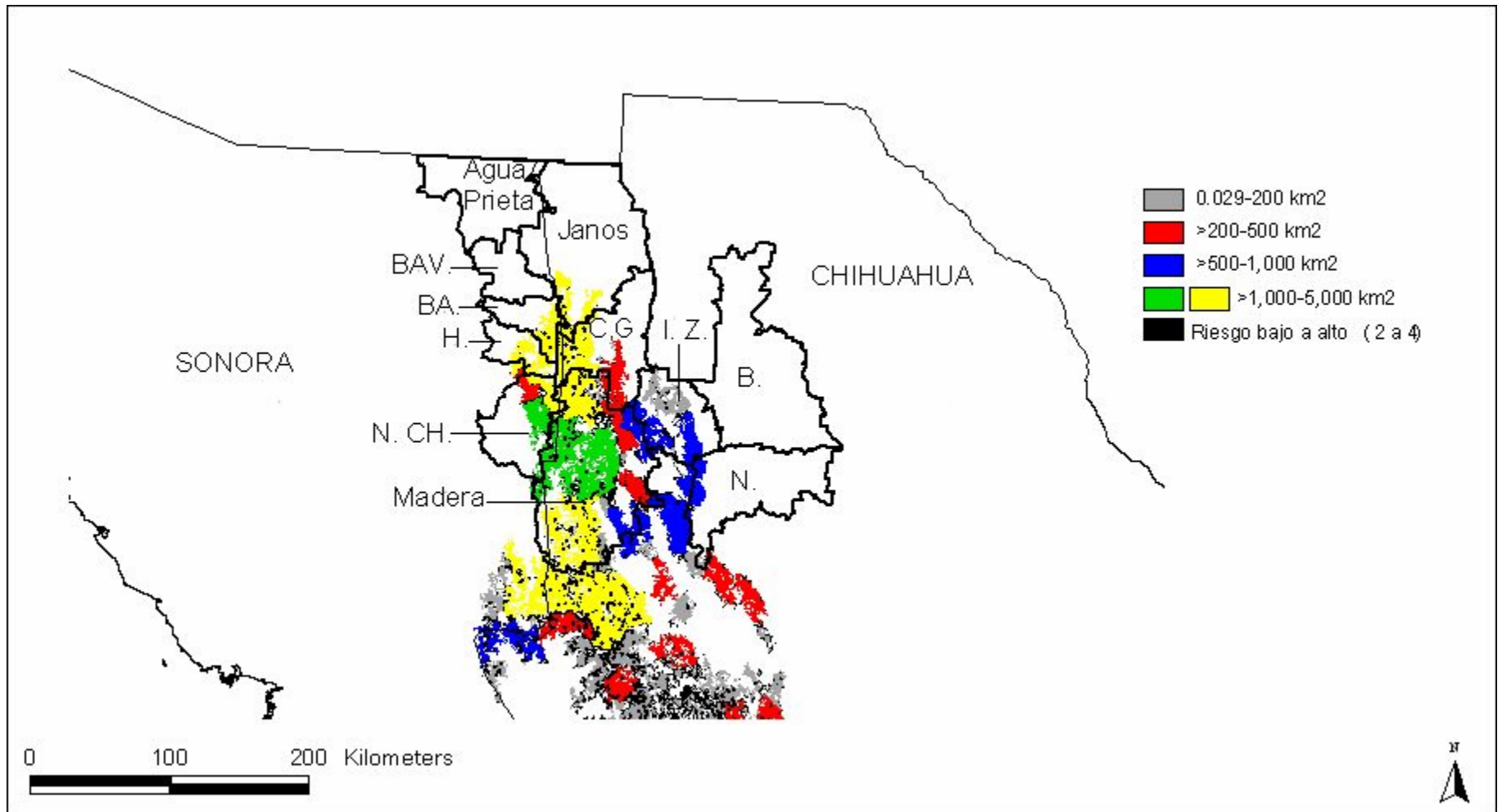


Figura 29a. Sector de reintroducción 1 del lobo gris en México bajo el escenario que considera el área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático: Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) (categorías establecidas en función del tamaño). Municipios de Chihuahua: Janos, Casas Grandes (C. G.), Ignacio Zaragoza (I. Z.), Buenaventura (B.), Madera y Namiquipa (N.). Municipios de Sonora: Agua Prieta, Bavispe (BAV.), Bacerac (BA.), Huachinera (H.) y Nácori Chico (N. CH.).

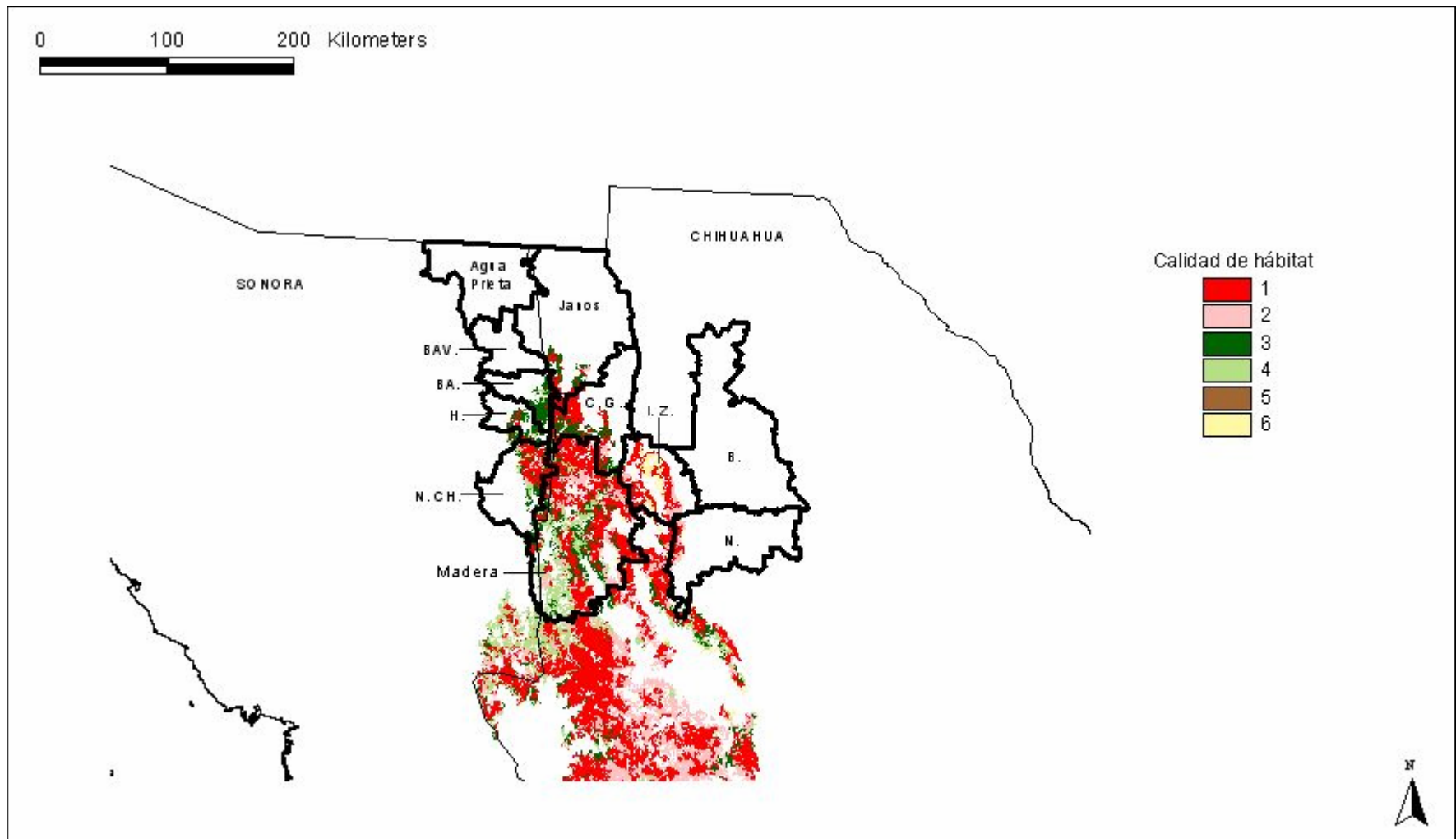


Figura 29b. Sector de reintroducción 1 del lobo gris en México bajo el escenario que considera el área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático: Valores de calidad de hábitat. Municipios de Chihuahua: Janos, Casas Grandes (C. G.), Ignacio Zaragoza (I. Z.), Buenaventura (B.), Madera y Namiquipa (N.). Municipios de Sonora: Agua Prieta, Bavispe (BAV.), Bacerac (BA.), Huachinera (H.) y Nácori Chico (N. CH.). Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5.

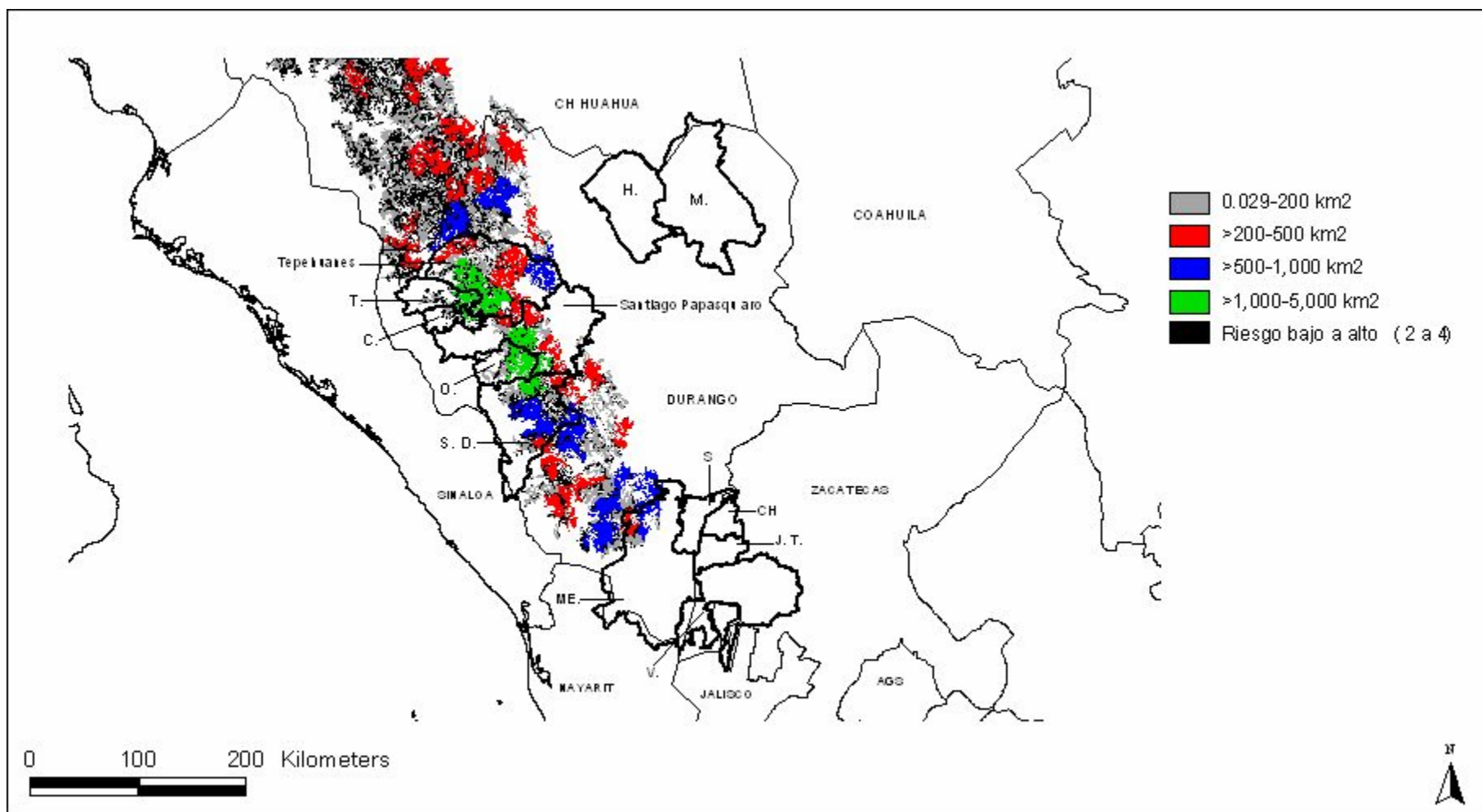


Figura 30a. Sector de reintroducción 2 del lobo gris en México bajo el escenario que considera el área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático: Parches sin riesgo por presencia humana (valor 1) (categorías establecidas en función del tamaño). Municipios de Durango: Tepehuanes, Topia (T.), Canelas (C.), Santiago Papasquiario, Otáez (O.), San Dimas (S. D.), Hidalgo (H.), Mapimí (M.), Súchil (S) y Mezquital (M. E.). Municipios de Zacatecas: Chalchihuites (CH.), Jiménez de Teúl (J. T.), Valparaíso (V.).

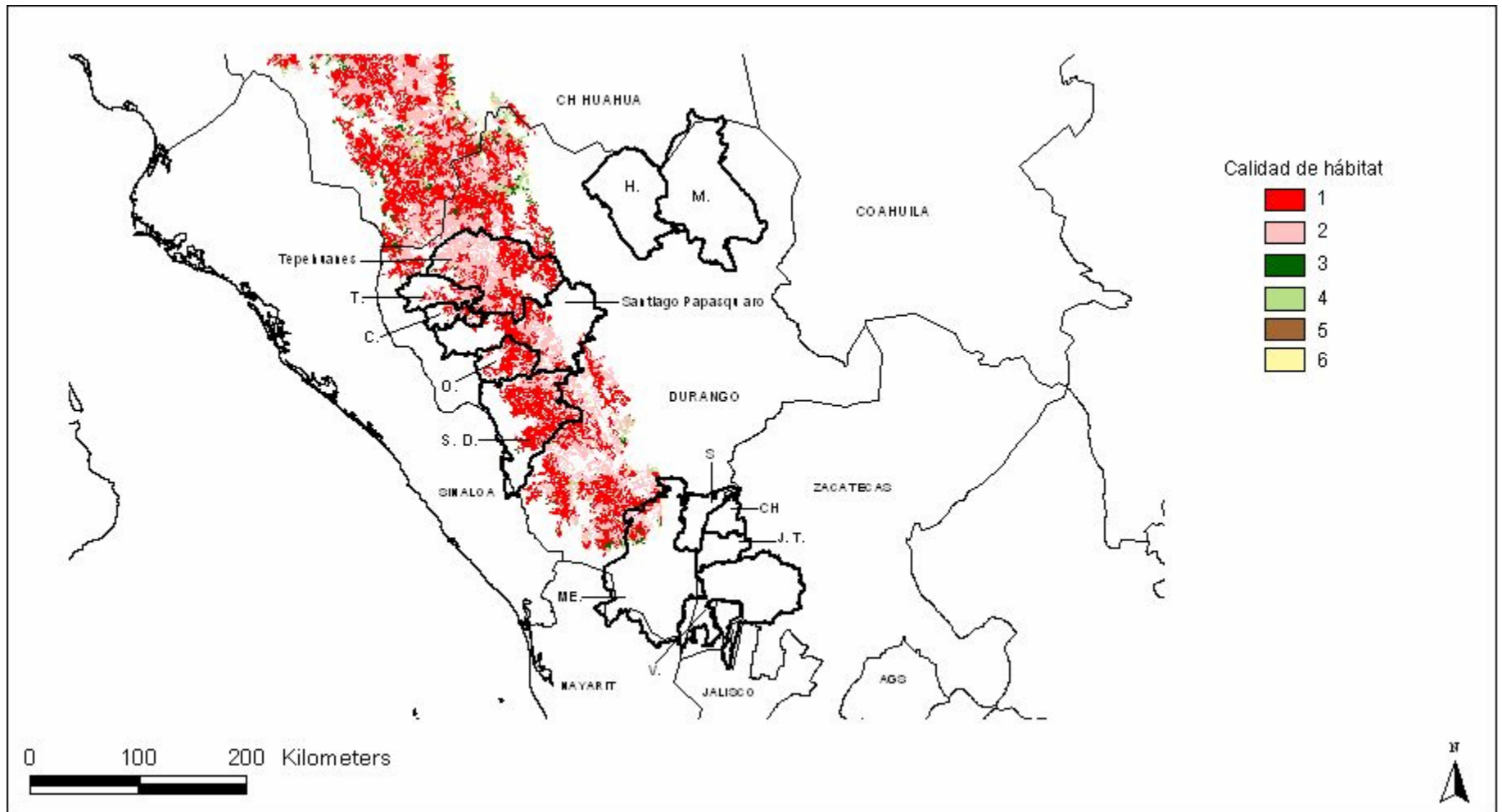


Figura 30b. Sector de reintroducción 2 del lobo gris en México bajo el escenario que considera el área estable a largo plazo ante los efectos del cambio climático: Valores de calidad de hábitat. Municipios de Durango: Tepehuanes, Topia (T.), Canelas (C.), Santiago Papasquiario, Otáez (O.), San Dimas (S. D.), Hidalgo (H.), Mapimí (M.), Súlchil (S) y Mezquital (M. E.). Municipios de Zacatecas: Chalchihuites (CH.), Jiménez de Teúl (J. T.), Valparaíso (V.). Los tipos de vegetación a los que corresponden cada uno de los valores de calidad aparecen en el Cuadro 5.

VII. CONCLUSIONES

El modelado de nicho ecológico a través del algoritmo genético GARP resultó ser una herramienta eficaz para determinar la distribución potencial del lobo en México.

Históricamente el lobo mexicano se distribuía a lo largo de las principales cadenas montañosas del país: la Sierra Madre Occidental (desde Sonora y Chihuahua hasta Aguascalientes en el centro de México), el Eje Neovolcánico Transversal (del estado de Jalisco al de Veracruz), una fracción de la Sierra Madre Oriental (Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas y San Luis Potosí) y la parte de la Sierra Madre del Sur que se encuentra en Oaxaca.

El modelo de distribución histórica del lobo gris en México obtenido en este estudio concuerda con los modelos que suponen una sola subespecie (*C. lupus baileyi*) en lo referente a la inclusión del Eje Neovolcánico Transversal y Oaxaca, pero difiere de éstos en cuanto a la magnitud del área estimada para la Sierra Madre Oriental, en cuyo caso se asemeja más a los modelos que consideran 2 subespecies (*C. lupus baileyi* y *C. lupus monstrabilis*).

Los lobos seleccionan los bosques por encima de otras coberturas vegetales, así como también seleccionan los bosques de pino y pino-encino sobre los otros tipos de bosques templados.

La Sierra Madre Occidental posee el hábitat favorable menos fragmentado y la mayor superficie sin riesgo de toda el área de distribución histórica, por lo que ahí se ubica el fragmento más grande de hábitat continuo. Éste presenta una fracción de riesgo que lo divide en dos sectores apropiados para la reintroducción: el centro-norte de Chihuahua-Sonora, y Durango-Zacatecas (salvo en el extremo norte de Durango); sin embargo, dicha fracción de riesgo podría permitir el intercambio de individuos entre ambos. Del primer sector, el norte de Madera, Chihuahua (cerca de Casas Grandes) en donde se encuentra la Reserva Forestal Nacional y Refugio de la Fauna Silvestre de Campo Verde; la Reserva Forestal Nacional y Refugio de la Fauna Silvestre de Tutuaca (ubicada principalmente en Temósachi); y Agua Prieta, Sonora - Janos, Chihuahua

(Sierra San Luis), son los mejores puntos para liberar lobos. Mientras que del segundo sector, el sur de Tepehuanes (que se conecta con Santiago Papasquiario, Otáez y San Dimas); y el sur de Durango (Súchil y Mezquital) hasta Zacatecas (Chalchihuites, Jiménez de Teúl y Valparaíso), en lo correspondiente a la Zona Protectora Forestal CADR 43, son los mejores puntos para la liberación.

Los parches sin riesgo, que por su tamaño podrían funcionar como fuente, se ubican en el primer sector de reintroducción, pero con respecto a la calidad de hábitat, la mayor parte de los parches de alta calidad (1 y 2) se localizan en el segundo sector.

Si se considera la estabilidad climática a largo plazo (año 2050) de las áreas adecuadas para la reintroducción, no sería recomendable liberar lobos en los extremos norte y sur del fragmento más grande de hábitat continuo, ya que debido a los efectos del cambio climático, se espera que en estas zonas se pierdan las condiciones ambientales adecuadas para el lobo y que el nicho ecológico del lobo mexicano se mantenga en las partes más altas de las cadenas montañosas. Debido a lo anterior, los parches propuestos para la liberación de lobos que de acuerdo a la proyección son climáticamente estables son los del centro de Madera, Chihuahua, y el de Tutuaca en el primer sector de reintroducción; y el del sur de Tepehuanes (conectado con Santiago Papasquiario-Otáez-San Dimas), en el segundo sector.

Al comparar los resultados con trabajos previos, se encontró que el parche sin riesgo más grande obtenido en este estudio (centro-norte de Chihuahua-Sonora), particularmente su extremo norte, resulta ser una zona apta para la reintroducción de lobos sin importar la variación en los criterios de selección empleados, ni los métodos usados en los estudios realizados.

VIII. LITERATURA CITADA

- ANDERSON, R. P., D. LEW, Y A. T. PETERSON. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162:211-232.
- ANDERSON, R. P., A. T. PETERSON, Y M. GÓMEZ-LAVERDE. 2002. *Oikos* 98:3-16.
- ARAIZA, M. 2001. Determinación de sitios potenciales para la reintroducción del lobo gris mexicano. Tesis de maestría, Programa regional de manejo de vida silvestre para Mesoamérica y el Caribe, Universidad Nacional de Costa Rica.
- BAKER, R. H. 1956. Mammals of Coahuila, México. University of Kansas Publications, Museum of Natural History 9:125-335.
- BANGS, E. E., S. H. FRITTS, J. A. FONTAINE, D. W. SMITH, K. M. MURPHY, C. M. MACK, Y C. C. NIEMEYER. 1998. Status of gray wolf restoration in Montana, Idaho, and Wyoming. *Wildlife Society Bulletin* 26:785-798.
- BARNOSKY, A. D., E. A. HADLY, Y C. J. BELL. 2003. Mammalian response to global warming on varied temporal scales. *Journal of Mammalogy* 84:354-368.
- BERGER, J. 1998. Future prey: Some consequences of the loss and restoration of large mammalian carnivores on prey. Pp. 80-100 *en* Behavioral ecology and conservation biology (T. M. Caro ed.). Oxford University Press, Oxford.
- BERGER, J. 2005. Hunting by carnivores and humans: does functional redundancy occur and does it matter? Pp. 315-341 *en* Large carnivores and the conservation of biodiversity (J. C. Ray, K. H. Redford, R. S. Steneck, y J. Berger eds). Island Press, Washington.

-
- BERGER, J., P. B. STACEY, L. BELLIS, Y M. P. JOHNSON. 2001. A mammalian predator-prey imbalance: grizzly bear and wolf extinction affect avian neotropical migrants. *Ecological Applications* 11:947-960.
- BLANCO, J. C. (ed). 1998. Mamíferos de España I: Insectívoros, Quirópteros, Primates y Carnívoros de la península Ibérica, Baleares y Canarias. Planeta, Barcelona.
- BOGAN, M. A, Y P. MEHLHOP. 1980. Systematic relationships of gray wolves (*Canis lupus*) in southwestern North America. National Museum of Natural History Report to the New Mexico Department of Game and Fish. Endangered Species F. A. Report E:1-237.
- BOGAN, M. A, Y P. MEHLHOP. 1983. Systematic relationships of gray wolves (*Canis lupus*) in southwestern North America. Occasional Papers, University of New Mexico, Museum of Southwestern Biology. No. 1.
- BOITANI, L. 2000. Action plan for the conservation of the wolves (*Canis lupus*) in Europe. Group of experts on conservation of large carnivores. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Council of Europe. Oslo, Strasbourg.
- BOITANI, L. 2003. Wolf conservation and recovery. Pp. 317-340 *en* Wolves behavior, ecology, and evolution (L. D. Mech, y L. Boitani eds). The University of Chicago Press, Chicago.
- BROWN, D. E. (ed). 1992. The Wolf in the southwest: The making of an endangered species. The University of Arizona Press, Tucson.
- BYERS, C. R., R. K. STEINHORST, Y P. R. KRAUSMAN. 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 48:1050-1053.
- CARROLL, C., M. K. PHILLIPS, Y C. A. LÓPEZ. 2004. Spatial analysis of restoration potential and population viability of the wolf (*Canis lupus*) in the southwestern United states and Northern Mexico. Prepared for the Turner Endangered Species Fund.
-

-
-
- CIUCCI, P., L. BOITANI, F. FRANCISCI, Y G. ANDREOLI. 1997. Home range, activity and movements of a wolf pack in central Italy. *Journal of Zoology* 243:803-819.
- CONABIO (COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD). 2004. Regiones Terrestres Prioritarias. Escala 1:1000000, México.
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS). 2007. 159 Áreas Naturales Protegidas Federales de México: 2 ed., Morelia, Michoacán, México.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN. 2002. Segunda Sección. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001 Protección ambiental –especies nativas de México de flora y fauna silvestres- categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio- lista de especies en riesgo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Distrito Federal, México.
- ESRI. 1999. ArcView GIS Versión 3.2. Environmental Systems Research Institute. Inc., Redlands, California.
- FRITTS, S. H., R. O. STEPHENSON, R. D. HAYES, Y L. BOITANI. 2003. Wolves and humans. Pp.289-316 *en* Wolves behavior, ecology, and evolution (L. D. Mech, y L. Boitani eds). The University of Chicago Press, Chicago.
- GARCÍA-MORENO, J. M. D. MATOCQ, M. S. ROY, E. GEFFEN, Y R. W. WAYNE. 1996. Relationships and genetic purity of the endangered mexican wolf based on analysis of microsatellite loci. *Conservation Biology* 10:376-389.
- GEFFEN, E., M. J. ANDERSON, Y R. K. WAYNE. 2004. Climate and habitat barriers to dispersal in the highly mobile grey wolf. *Molecular Ecology* 13:2481-2490.
- GESE, E. M., L. D. MECH. 1991. Dispersal of wolves (*Canis lupus*) in northeastern Minnesota, 1969-89. *Canadian Journal of Zoology* 69:2946-2955.
-
-

-
- GINSBERG, J. R., Y E. J. MILNER-GULLAND. 1994. Sex-biased harvesting and population dynamics in ungulates; implications for conservation and sustainable use. *Conservation Biology* 8:157-166.
- GOLDMAN, E. A. 1944. The wolves of North America. Classification of wolves. Part 2. The American Wildlife Institute. Washington, D. C.
- GUISAN, A., Y W. THUILLER. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993-1009.
- HALL, E. R. 1981. The mammals of North America. Vol. 1. John Wiley and Sons, New York.
- HALL, E. R., Y K. R. KELSON. 1959. The mammals of North America. Vol. 2. The Ronald Press Company, New York.
- HIDALGO-MIHART, M. G., L. CANTÚ-SALAZAR, A. GONZÁLEZ-ROMERO, Y C. A. LÓPEZ-GONZÁLEZ. 2004. Historical and present distribution of coyote (*Canis latrans*) in Mexico and Central America. *Journal of Biogeography* 31:2025-2038.
- HOLADAY, B. 2003. Return of the Mexican gray wolf: back to the blue. The University of Arizona Press, Tucson.
- HUANG, S., H. N. POLLACK, Y P. Y. SHEN. 2000. Temperature trends over the past five centuries reconstructed from borehole temperatures. *Nature* 403:756-758.
- HUSSEMAN, J. S., D. L. MURRAY, G. POWER, C. MACK, C. R. WENGER, Y H. QUIGLEY. 2003. Assessing differential prey selection patterns between two sympatric large carnivores. *Oikos* 101:591-601.
- HUTCHINSON, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium On Quantitative Biology* 22:415-427.
-

-
-
- ILLOLDI-RANGEL, P., V. SÁNCHEZ-CORDERO, Y A. T. PETERSON. 2004. Predicting distributions of mexican mammals using ecological niche modeling. *Journal of Mammalogy* 85:658-662.
- INE - SEMARNAP (INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA – SECRETARÍA DE MANEJO DE RECURSOS NATURALES Y PESCA). 2000. Proyecto de recuperación del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*), México.
- INEGI (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA GEOGRAFÍA E INFORMÁTICA). 2000. Imagen Cartográfica Digital 1:250000. Serie II. Datos vectoriales de la carta topográfica, actualizaciones de las vías de transporte desde 1996, Aguascalientes, México.
- INEGI (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA GEOGRAFÍA E INFORMÁTICA). 2002. Localidades de la República Mexicana 2000. Obtenido de Principales Resultados por Localidad. XII Censo de Población y Vivienda 2000. (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) ed), México.
- INEGI. (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA GEOGRAFÍA E INFORMÁTICA). 2003. Conjunto de datos vectoriales de la carta de vegetación primaria. Escala 1:1000000 (niveles I y II), Aguascalientes, México.
- INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM. 2001. Inventario Nacional Forestal 2000. IGUNAM-INEGI, Ciudad de México, Mexico.
- INTERAGENCY FIELD TEAM. 2005. Mexican Wolf Blue Ranch Reintroduction Project 5-Year Review: Technical Component. Arizona Game and Fish Department, New Mexico Department of Game and Fish, U. S. D. A. – APHIS Wildlife Services, U. S. D. A. Forest Service, U. S. Fish and Wildlife Service, White Mountain Apache Tribe.
-
-

-
-
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL OF CLIMATE CHANGE). 2000. Special Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change (N. Nakicenovic y R. Swart eds.) Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL OF CLIMATE CHANGE). 2001. Climate Change 2001: The scientific basis. Third Assessment Report of Working Group I. (D. L. Albritton y L. G. Meira Filho eds.) Cambridge University Press, Cambridge.
- JEDRZEJEWSKI, W., M. NIEDZIALKOWSKA, S. NOWAK, Y B. JEDRZEJEWSKA. 2004. Habitat variables associated with wolf (*Canis lupus*) distribution and abundance in northern Poland. *Diversity and Distributions* 10:225-233.
- JOHNSTON, K. M., Y O. J. SCHMITZ. 1997. Wildlife and climate change: assessing the sensitivity of selected species to simulated doubling of atmospheric CO₂. *Global Change Biology* 3:531-544.
- KLEIMAN, D. G. 1989. Reintroduction of captive mammals for conservation: guidelines for reintroducing endangered species into the wild. *BioScience* 39:152-161.
- KOLENOSKY, G. B. 1972. Wolf predation on wintering deer in east-central Ontario. *Journal of Wildlife Management* 36:357-369.
- LEOPOLD, A. S. 1959. *Wildlife of Mexico*. University of California Press, Berkeley.
- LÓPEZ, B. H. 1978. *Of wolves and men*. Charles Scribner's Sons, New York.
- MARTÍNEZ-MEYER, E., A. T. PETERSON, J. I. SERVÍN, Y L. F. KIFF. 2006. Ecological niche modelling and prioritizing areas for species reintroductions. *Orix* 40:411-418.
- MASS, J. F., J. L. PALACIO, A. VELÁZQUEZ, Y G. BOCCO. 2001. Evaluación de la
-
-

confiabilidad temática de bases de datos cartográficas. Memoria digital CD interactivo del I Congreso Nacional de Geomática, Guanajuato.

MCBRIDE, R. T. 1980. The Mexican wolf (*Canis lupus baileyi*) a historical review and observations on its status and distribution. Endangered species report 8. U.S. Fish and Wildlife Service, Albuquerque.

MCLAREN, B. E. Y R. O. PETERSON. 1994. Wolves, moose, and tree rings on Isle Royale. *Science* 266:1555-1558.

MCNAMEE, T. 1997. The return of *Il Lupo*. *Natural History* 105:50-59.

MECH, L. D. 1970. The wolf: the ecology and behavior of an endangered species. Natural History Press (Doubleday), New York.

MECH, L. D. 1974. *Canis lupus*. *Mammalian Species* 37:1-6.

MECH, L. D. 1995. The challenge and opportunity of recovering wolf populations. *Conservation Biology* 9:270-278.

MECH, L. D. 2004. Is climate change affecting wolf populations in the high artic?. *Climatic Change* 67:87-93.

MECH, L. D., Y L. BOITANI 2003a. Ecosystem effects of wolves. Pp. 158-160 *en* Wolves behavior, ecology, and evolution (L. D. Mech, y L. Boitani eds). The University of Chicago Press, Chicago.

MECH, L. D., Y L. BOITANI 2003b. Wolf social ecology. Pp. 1-34 *en* Wolves behavior, ecology, and evolution (L. D. Mech, y L. Boitani eds). The University of Chicago Press, Chicago.

MECH, L. D., S. H. FRITTS, G. L. RADDE, Y W. J. PAUL. 1988. Wolf distribution and road density in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* 16:85-87.

MLADENOFF, D. J., Y T. A. SICKLEY. 1998. Assessing potential gray wolf restoration in the Northeastern United States: a spatial prediction of favorable habitat and potential population levels. *Journal of Wildlife Management* 62:1-10.

MLADENOFF, D. J., T. A. SICKLEY, R. G. HAIGHT, Y A. P. WYDEVEN. 1995. A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat in the Northern Great Lakes Region. *Conservation Biology* 9:279-294.

MLADENOFF, D. J., T. A. SICKLEY, Y A. P. WYDEVEN. 1999. Predicting gray wolf landscape recolonization: logistic regression models vs. new field data. *Ecological Applications* 9:37-44.

NEU, C. W., C. R. BYERS, Y J. M. PEEK. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38:541-545.

NORRIS, D. R., M. T. THEBERGE, Y J. B. THEBERGE. 2002. Forest composition around wolf (*Canis lupus*) dens in eastern Algonquin Provincial Park, Ontario. *Canadian Journal of Zoology* 80:866-872.

NOWAK, R. M. 1983. A perspective on the taxonomy of wolves in North America. Pp.10-19 *en* Wolves in Canada and Alaska: Their status, biology, and management (L. N. Carbyn ed). Report Series no. 45. Canadian Wildlife Service, Edmonton, Canada.

OJASTI, J. 2000. Manejo de fauna silvestre neotropical. F. Dallmeier (ed.). SIMAB Series No. 5. Smithsonian Institution/MAB Program, Washington.

OKARMA, H., W. JEDRZEJEWSKI, K. SCHMIDT, S. SNIEMKO, A. N. BUNEVICH, Y B. JEDRZEJEWSKA. 1998. Home ranges of wolves in Bialowieza Primeval Forest, Poland,

compared with other Eurasian populations. *Journal of Mammalogy* 79: 842-852.

PARADISO, J. L., Y R. M. NOWAK. 1987. Wolves: *Canis lupus* and Allies. Pp. 460-474 *en* Wild mammals of North America (J. A. Chapman, y G. A. Feldhamer, eds.). The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.

PARADISO, J. L., Y R. M. NOWAK. 2003. Wolf evolution and taxonomy. Pp. 239-258 *en* Wolves behavior, ecology, and evolution (L. D. Mech, y L. Boitani eds). The University of Chicago Press, Chicago.

PARMESAN, C. 1996. Climate and species' range. *Nature* 382:765-766.

PEARSON, R. G., W. THUILLER, M. B. ARAÚJO, E. MARTÍNEZ-MEYER, L. BROTONS, C. MCCLEAN, L. MILES, P. SEGURADO, T. P. DAWSON, Y D. C. LEES. 2006. Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography* 33:1704-1711.

PETERSON, A. T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *The Condor* 103:599-605.

PETERSON, A. T., L. G. BALL, Y K. P. COHOON. 2002b. Predicting distributions of mexican birds using ecological niche modelling methods. *Ibis* 144:27-32.

PETERSON, A. T., M. A. ORTEGA-HUERTA, J. BARTLEY, V. SÁNCHEZ-CORDERO, J. SOBERÓN, R. H. BUDDEMELER, Y D. R. B. STOCKWELL. 2002a. Future projections for mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416:626-629.

RAXWORTHY, C. J., E. MARTÍNEZ-MEYER, N. HORNING, R. A. NUSSBAUM, G. E. SCHNEIDER, M. A. ORTEGA-HUERTA, Y A. T. PETERSON. 2003. Predicting distributions of unknown reptile species in Madagascar. *Nature* 426:837-841.

-
- RIPPLE, W. J., E. J. LARSEN, R. A. RENKIN, Y D. W. SMITH. 2001. Trophic cascades among wolves, elk and aspen on Yellowstone National Park's northern range. *Biological Conservation* 102:227-234.
- SÁNCHEZ, N., Y J. A. GUEVARA. 2006. Evaluación del potencial ecológico del noreste de México para la reintroducción del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*). Taller de reintroducción del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en México. Libro Breve. CBSG (IUCN/SSC), Puebla.
- SANZ, J. J. 2002. Climate change and birds: have their ecological consequences already been detected in the mediterranean region?. *Ardeola* 49:109-120.
- SERVÍN, J. 1993. Lobo ...¿estas ahí? *Ciencias* 32:3-12.
- SERVÍN, J. 1996. Prospección y Búsqueda del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en el Estado de Durango. Informe Técnico. Instituto de Ecología - CONABIO México.
- SERVÍN, J. I., E. MARTÍNEZ-MEYER, Y T. A. PETERSON. 2003. Sobre la distribución histórica del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) y un análisis de paisaje regional para reintroducirlo en México. Memorias del XX Simposio sobre Fauna Silvestre. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootécnia de la Universidad Nacional Autónoma de México, Distrito Federal, México, 20:244-251.
- SINGER, F. J., Y J. A. MACK. 1999. Predicting the effects of wildfire and carnivore predation on ungulates. Pp. 189-237 *en* Carinivores in ecosystems: the Yellowstone experience. (T. W. Clark, A. P. Curlee, S. C. Minta, y P. M. Kareiva, eds.). Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- SOBERÓN, J., Y A. T. PETERSON. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1-10.
-

-
- SOULÉ, M. E., J. A. ESTES, J. BERGER, Y C. MARTÍNEZ DEL RIO. 2003. Ecological effectiveness: conservation goals for interactive species. *Conservation Biology* 17:1238-1250.
- STOCKWELL, D. R. B., Y D. P. PETERS. 1999. The GARP modeling system: Problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographic Information Systems* 13:143-158.
- STOTT, P. A., S. F. B. TETT, G. S. JONES, M. R. ALLEN, J. F. B. MITCHELL, Y G. J. JENKINS. 2000. External control of 20th century temperature by natural and anthropogenic forcings. *Science* 490:2133-2137.
- SWITALSKI, T. A. 2003. Coyote foraging ecology and vigilance in response to gray wolf reintroduction in Yellowstone National Park. *Canadian Journal of Zoology* 81:985-993.
- THEUERKAUF, J., W. JEDRZEJEWSKI, K. SCHMIDT, Y R. GULA. 2003b. Spatiotemporal segregation of wolves from humans in the Bialowieza Forest (Poland). *Journal of Wildlife Management* 67:706-716.
- THEUERKAUF, J., S. ROUYS, Y W. JEDRZEJEWSKI. 2003a. Selection of den, rendezvous, and resting sites by wolves in the Bialowieza Forest, Poland. *Canadian Journal of Zoology* 81:163-167.
- THURBER, J. M., R. O. PETERSON, T. D. DRUMMER, Y S. A. THOMASMA. 1994. Gray wolf response to refuge boundaries and roads in Alaska. *Wildlife Society Bulletin* 22:61-68.
- VILÀ, C., V. URIOS, Y J. CASTROVIEJO. 1995. Observations on the daily activity patterns in the Iberian wolf. Pp. 335-340 *en* Ecology and conservation of wolves in a changing world (L. N. Carbyn, S. H. Fritts, y D. R. Seip, eds.). Canadian Circumpolar Institute, Alberta.
-

-
-
- WAYNE, R. K., N. LEHMAN, Y T. K. FULLER. 1995. Conservation genetics of the gray wolf. Pp. 399-408 *en* Ecology and conservation of wolves in a changing world (L. N. Carbyn, S. H. Fritts, y D. R. Seip, eds.). Canadian Circumpolar Institute, Alberta.
- WHITE, P. J., Y R. A. GARROT. 2005. Yellowstone's ungulates after wolves-expectations, realizations, and predictions. *Biological Conservation* 125:141-152.
- WILCOVE, D. S. 1987. Recall to the wild: wolf reintroduction in Europe and North America. *Tree* 2:146-147.
- WILMERS, C. C., R. L. CRABTREE, D. W. SMITH, K. M. MURPHY, Y W. M. GETZ. 2003. Trophic facilitation by introduced top predators: grey wolf subsidies to scavengers in Yellowstone National Park. *Journal of Animal Ecology* 72:909-916.

“Veo el mundo como un caos y en su centro una rosa, veo la rosa como el ojo feliz de la hermosura y en su centro el gusano, veo el gusano como un trocito de la inmensa vida y en su centro la muerte, veo la muerte como la llama de la nada y en su centro la esperanza, veo la esperanza como un vitral cantando a mediodía y en su centro el hombre”...

Julio Cortazar