Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C.

"MODELACIÓN Y CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DEL ÁREA DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE *Oncorhynchus chrysogaster* (NEEDHAM Y GARD, 1964) EN LAS CUENCAS DE LOS RÍOS SINALOA Y CULIACÁN"

POR:

ALEJANDRO LUIS RAMÍREZ HUERTA

TESIS APROBADA POR LA

UNIDAD MAZATLÁN

EN ACUICULTURA Y MANEJO AMBIENTAL

COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS

MAZATLÁN, SINALOA **ENERO 2015.**

APROBACIÓN

Los miembros del comité asignados para revisar la tesis de Alejandro Luis Ramírez Huerta, la han encontrado satisfactoriamente y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Maestría en ciencias.

Dr. Arturo Ruiz Luna
Director de Tesis

Dr. Francisco Javier García de León
Asesor

Dr. César Alejandro Berlanga Robles
Asesor

Dr. Rafael Hernández Guzmán
Asesor

Dr. Miguel Betancourt Lozano
Asesor

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en esta tesis es propiedad intelectual del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. Se permiten y agradecen las citas breves del material contenido en esta tesis sin permiso especial del autor, siempre y cuando se dé crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita del director del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD).

La publicación en comunicaciones científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa autorización escrita del manuscrito en cuestión del director de tesis.

_____

Dr. Pablo Wong González
Director General

AGRADECIMIENTOS

A CONACyT por otorgarme la beca con número de registro CVU 491462, gracias a la cual me fue posible realizar mis estudios de Maestría.

Al CIAD A.C. Unidad Mazatlán por las facilidades brindadas durante mis estudios de posgrado.

Al Dr. Arturo Ruiz Luna, por su apoyo incondicional en todo momento, gracias por haber compartido parte de su enorme conocimiento, asesorarme a lo largo de este trabajo, sin su valiosa ayuda esto no sería posible y sobre todo por su amistad.

Un sincero agradecimiento a los miembros de mi comité de tesis por sus valiosas observaciones y comentarios para la correcta redacción de este documento, por su tiempo invertido, además de sus enseñanzas a lo largo de mi formación académica y por brindarme su amistad.

Dr. Francisco Javier García de León

Dr. César Alejandro Berlanga Robles

Dr. Rafael Hernández Guzmán

Dr. Miguel Betancourt Lozano

Al Instituto de Ecología, A.C. y profesor a cargo del curso de Modelado de Nicho Ecológico, Dr. Octavio Rojas Soto, por sus enseñanzas y facilidades durante mi estancia.

Al Dr. Enrique Martínez Meyer por su conocimiento y aportaciones realizadas al proceso de modelado para este trabajo durante mi estancia académica en el Laboratorio de Análisis Espaciales en el Instituto de Biología, UNAM en México.

Al Dr. Miguel Nakamura Savoy por tomarse algo de su valioso tiempo para asesorarme y revisar mis datos de validación.

A todos mis profesores del CIAD por la valiosa aportación de conocimiento durante mi formación académica.

Al Dr. Pablo Almazán por las atenciones brindadas durante mi desarrollo académico en el CIAD.

A mis amigos y colegas de generación: Daniela Contreras, Erick Navarro, Jaquelin Ayala, Lorena Osuna, Marcela Moreno y Patsycareli Rodríguez.

A mis amigos y compañeros de LAMA: Abril Montijo, Marco Escalante, Natividad Torres, Ricardo Meraz, Roció Nepita, Vera Camacho.

A mis amigos del grupo del Curso MNE: Alí Ituriel, Ángela Nava, Brenda Díaz, Fausto Sáenz, Jorge Martínez, Ricardo Félix, Tania Valdivia, Karol Ulate, José Luis Sánchez y Yocupitzia Ramírez.

A mis amigos y compañeros de LAE por sus aportaciones durante mi estancia: Ángela Cuervo, Anny Meneses, Edith Calixto, Gloria Ponce, Julián Velasco, Juliana Londoño, Paola Díaz, Patricia Martínez, Saúl López y Yaya Moreno.

Por último y no por ello menos importante, quisiera agradecer a mis padres por todo su apoyo, sin el cual me hubiera sido imposible haber llegado hasta esta etapa de mi vida.

Contenido

Índice de figuras iv

Índice de tablas v

Resumen vi

Abstract vii

1. INTRODUCCIÓN 1

2. ANTECEDENTES 3

2.1. Truchas del género *Oncorhynchus* 5

2.2. Enfoques para el estudio de la distribución de especies 7

2.3. Aproximaciones al modelo de distribución de *O. chrysogaster* 13

3. JUSTIFICACIÓN 15

4. HIPÓTESIS 17

5. OBJETIVOS 18

5.1. Objetivo General 18

5.2. Objetivos Particulares 18

6. METODOS 19

6.1. Área de estudio 19

6.1.1. Cuencas Sinaloa y Culiacán 23

6.2. Registro histórico y nuevos registros de presencia de *O. chrysogaster* en la zona de estudio 24

6.2.1. Registro histórico 24

6.2.2. Nuevos registros 25

6.3. Caracterización de la zona de estudio 27

6.3.1. Delimitación de las cuencas y curvas de nivel 27

6.3.2 Red de drenaje 27

6.3.3. Variables ambientales y topográficas 30
6.4. Modelado 31
6.4.1. BIOCLIM 32
6.4.2. GARP 33
6.4.3. MAXENT 35
6.5. Validación de la capacidad predictiva de los modelos 36
7. RESULTADOS 37
7.1. Registro histórico y nuevos registros de presencia de *O. chrysogaster* en la zona de estudio 37
7.1.1. Registro histórico 37
7.1.2. Nuevos registros 38
7.2. Caracterización física de la zona 39
7.2.1. Delimitación de las cuencas y curvas de nivel 39
7.2.2. Red de drenaje 41
7.2.3. Variables ambientales y topográficas 44
7.3. Modelado 46
7.3.1. BIOCLIM 46
7.3.2. GARP 48
7.3.3. MAXENT 50
7.4. Validación de la capacidad predictiva de los modelos 55
8. DISCUSIÓN 57
8.1. Registros históricos y nuevos registros 57
8.2. Caracterización ambiental de la zona de estudio 59
8.3. Variables influyentes 60
8.4. Modelado y validación 62

9. CONCLUSIÓN 64

10. RECOMENDACIONES 65

11. LITERATURA CITADA 66

Índice de figuras

Figura 1. Ilustración de la trucha dorada mexicana (macho) del Río Verde, Chihuahua, por J.R. Tomelleri (http://w3.biosci.utexas.edu/tnhc/fish/research/truchas_mexicanas/mexicangolden.jpg)... 4
Figura 2. Ejemplo esquemático de cómo diferentes factores pueden afectar a la distribución de las especies a través de diversas escalas espaciales. Tomado de Pearson y Dawson (2003). 10
Figura 3. Descripción esquemática del modelado de nichos ecológicos y distribuciones de especies tomado de Martínez-Meyer y Sánchez-Cordero, (2006). 11
Figura 4. Resumen de los pasos en el proceso de modelos de nicho ecológico y su distribución potencial tomado de Peterson et al., (2012). 13
Figura 5. Mapa GARP de la SMO, segmento de arroyos presentan un ajuste perfecto con el modelo resaltado en verde. Los círculos negros representan los sitios de la trucha del Río Yaqui utilizados para construir el modelo (Mayden, 2005). 14
Figura 6. Localización geográfica de la SMO (delimitada en color verde). 20
Figura 7. Localización geográfica de las cuencas Sinaloa y Culiacán. 24
Figura 8. Curva de nivel de las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán a altitud de 1500 msnm.... 40
Figura 9. Área ocupada por las cuencas del Sinaloa y Culiacán acotadas a altitudes ≥ 1500 msnm. 41
Figura 10. Red de drenaje de las cuencas del Sinaloa y Culiacán en el área de estudio. 42
Figura 11. Ordenes de cauce de las cuencas del Sinaloa y Culiacán en el área de estudio. 44
Figura 12. Distribución potencial de *O. chrysogaster* generada a partir del modelo probabilístico en BIOCLIM en las cuencas del Sinaloa y Culiacán en el área de estudio. 47
Figura 13. Distribución potencial de *O. chrysogaster* generada a partir del modelo binario en BIOCLIM en las cuencas del Sinaloa y Culiacán en el área de estudio. 48
Figura 14. Distribución potencial de *O. chrysogaster* generada a partir de la suma de mapas de los diez mejores modelo de GARP en las cuencas del Sinaloa y Culiacán en el área de estudio. 49
Figura 15. Distribución potencial de *O. chrysogaster* generada a partir del modelo GARP en las cuencas del Sinaloa y Culiacán en el área de estudio..... 50
Figura 16. Aproximación a la distribución potencial de O. chrysogaster en las cuencas del Sinaloa y Culiacán en el área de estudio, modelada con MAXENT, salida logística. 51
Figura 17. Distribución potencial de *O. chrysogaster* generada a partir del modelo MAXENT en las cuencas del Sinaloa y Culiacán en el área de estudio..... 52
Figura 18. Diagramas de las curvas de respuesta de las variables que contabilizan el 90 % en la predicción de distribución potencial de O. chrysogaster en el área de estudio: (a) BIO5, (b) BIO19, (c) BIO14, (d) BIO18, (e) CTI, (f) BIO6. El eje de las “x” representa el rango de los valores para cada variable (temperatura, precipitación y topografía) y en el eje de las “y” es la probabilidad predicha de condiciones favorables, en formato logístico. 54

Índice de tablas

TABLA 1. Temperaturas del aire y agua (mínimas) registradas durante el día durante los muestreos del Arroyos San Rafael (febrero 1988 a enero 1992) y San Antonio (junio 1992), de la Sierra San Pedro Mártir, Baja California, México. 6

TABLA 2. Clasificación de métodos de modelado con respecto al tipo de datos biológicos de entrada (ausencia y/o presencia). Tomado de Peterson et al., (2012). 12

TABLA 3. Tipos de climas de la Sierra Madre Occidental y superficie que ocupan. Adaptado de Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Anónimo, 2003). Conjunto de datos vectoriales de la carta de climas escala 1:1 000 000. Los subíndices $_{0, 1,}$ y $_2$ se refieren al cociente de la precipitación media anual/temperatura media anual (P/T). < 43 = w_0, entre 43 y 55 = w_1 y > 55 = w_2. 22

TABLA 4. Listado de variables ambientales WorldClim y Hydro 1K 31

TABLA 5. Registros históricos de ocurrencias conocidas de *O. chrysogaster*, obtenidas de bases de datos pública internacionales. CAS = California Academy of Sciences, IBUNAM = Instituto de Biología en la Universidad Nacional Autónoma de México, ND = no determinado, UABC = Universidad Autónoma de Baja California, UAIC = The University of Alabama Ichthyological Collection. 37

TABLA 6. Nuevos registros de ocurrencias conocidas de *O. chrysogaster*, obtenidas en diferentes campañas de muestreos. ND = no determinado. 38

TABLA 7. Registros de ocurrencias para *O. chrysogaster*, parte de los datos obtenidos del grupo Truchas Mexicanas. http://www.utexas.edu/tmm/tnhc/fish/research/truchas_mexicanas/ y diferentes campañas de muestreos. CAS = California Academy of Sciences, IBUNAM = Instituto de Biología en la Universidad Nacional Autónoma de México, ND = no determinado, UABC = Universidad Autónoma de Baja California, UAIC = The University of Alabama Ichthyological Collection. 39

TABLA 8. Longitud de los órdenes de cauce para la red de drenaje de las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán. 42

TABLA 9. Valor de los órdenes de cauce para los sitios de recolecta de *O. chrysogaster*, en las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán. 43

TABLA 10. Matriz de valores de coeficiente de correlación y valor de P entre las distintas variables ambientales de WorldClim acotadas a la región geográfica definida por las coordenadas extremas 24°45’ y 26°29’N, 107°28’ y 105°44’W. 45

TABLA 11. Porcentaje de contribución de las variables ambientales para el modelo de distribución potencial obtenido con MAXENT de *O. chrysogaster*. 53

TABLA 12. Sitios predichos y no predichos por las diferentes aproximaciones de modelado, aplicando el método de validación jackknife. 55

TABLA 13. Porcentaje de éxito y significancia de la prueba jackknife aplicada a los modelos BIOCLIM, GARP y MAXENT para *O. chrysogaster* en las cuencas de Culiacán y Sinaloa. 56

Resumen

Con relación a la trucha dorada mexicana *Oncorhynchus chrysogaster*, salmónido nativo de México cuya distribución se ha restringido a las cuencas de los ríos Fuerte, Sinaloa y Culiacán, en la Sierra Madre Occidental (SMO). A pesar de ello, el presente estudio se centró en el modelado de la distribución potencial de esta especie en las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán, acotadas a altitudes ≥ 1500 msnm, por estar escasamente estudiadas con relación a la distribución de esta especie. Dentro de esta área se cuenta con pocos registros históricos de presencia de la especie, ampliándose con el presente estudio con 11 registros nuevos obtenidos en cuatro muestreos realizadas durante la investigación. La información ambiental requerida para el proceso de modelado procede de las variables bioclimáticas de WorldClim y el Índice Compuesto Topográfico del proyecto HYDRO1k. Con base en dicha información y con los registros de la especie, se modeló la distribución potencial de la especie con los métodos BIOCLIM, GARP y MAXENT, que en común relacionan datos de presencia (posición geográfica) de una especie con el conjunto de variables ambientales. Los tres modelos coinciden en ubicar los sitios de distribución por arriba de los 1500 msnm, que se ha considerado como límite altitudinal, sin embargo existen diferencias en cuanto a la extensión y área de distribución final, existiendo mayor afinidad en los resultados obtenidos con GARP y MAXENT, comparativamente con los resultados generados con BIOCLIM. Para evaluar la capacidad predictiva de los diferentes métodos de modelación mencionados anteriormente se aplicó un método estadístico de remuestreo conocido como Jackknife, el cual es apropiado cuando se tiene menos de 25 registros de ocurrencia. La validación de los modelos coloca a GARP como el método que presenta un mayor éxito predictivo, seguido por MAXENT.

Palabras Claves: *Oncorhynchus chrysogaster,* Sierra Madre Occidental, modelado de la distribución potencial, BIOCLIM, GARP, MAXENT, jackknife.

Abstract

Regarding the Mexican golden trout *Oncorhynchus chrysogaster*, salmonid native to Mexico which distribution has been restricted to river basins Fuerte, Sinaloa, Culiacan in the Sierra Madre Occidental (SMO). However, this study focused on modeling the potential distribution of this species in the basins of Sinaloa and Culiacán rivers, bounded at altitudes ≥ 1500 m, being little studied in relation to the distribution of this species. There are few historical records of the species, extending to the present study with 11 new records obtained in four samples taken during the investigation. The environmental information required for the modeling process comes from the bioclimatic variables WorldClim and Compound Topographic Index HYDRO1k project. Based on this information and the records of the species, the potential distribution of the species with BIOCLIM, GARP and MAXENT methods that relate common occurrence data (geographical location) of one species with the set of environmental variables was modeled. The three models agree in locating distribution sites above 1500 m, which is considered as altitudinal limit, however there are differences in the extent and final distribution area, having higher affinity to the results obtained with GARP and MAXENT, compared with results generated with BIOCLIM. To assess the predictive ability of different modeling methods mentioned before a statistical method known as Jackknife resampling, which is appropriate when you have fewer than 25 records of occurrence was applied. The model validation GARP places as the method has a higher predictive success, followed by MAXENT.

Keywords: *Oncorhynchus chrysogaster*, Sierra Madre Occidental potential distribution modeling, BIOCLIM, GARP, MAXENT, jackknife.

1. INTRODUCCIÓN

Los factores climáticos como temperatura y precipitación y físico como latitud, altitud y relieve influyen en los ciclos de vida de las especies y en su capacidad de respuesta ante la variabilidad del entorno afectando su distribución. Además existen otros factores que condicionan la distribución como el aislamiento físico, su capacidad de dispersión, la competencia con otras especies y la variedad de medios ambientes en el que se encuentran los organismos (Soberón, 2007).

Como consecuencia del desarrollo y crecimiento de la población humana y el incremento de sus necesidades, la transformación, reducción y fragmentación del medio ambiente es considerada una de las principales causas de pérdida de biodiversidad y extinción de especies (Lobo, 2000).

Por este motivo, en años recientes se ha visto un crecimiento considerable en la aplicación de métodos de modelado basada la ocurrencia de las especies y las características de diversas variables geográficas y ambientales que están presentes en los sitios donde fue registrada dicha especie (Guisan y Zimmermann, 2000; Peterson y Soberón, 2012; Rangel y Loyola, 2012). Estas variables suelen ser geológicas, topográficas o climáticas y se espera que conociendo las características de algunas de ellas, individualmente o en combinación, puedan definir las condiciones favorables para predecir la presencia de la especie objetivo (Guisan y Zimmermann, 2000). Con la aplicación de estos modelos se cuenta con una mayor o menor precisión, a partir de información puntual aportando así información para identificar nuevos sitios de presencia, planificación y manejo de las especies en un contexto de conservación (Torres y Jayat, 2010).

Lo anterior permite compensar el poco conocimiento sobre las características ambientales asociadas con su área de distribución, lo cual es limitante en la toma de decisiones sobre conservación y manejo de especies.

Considerando lo anterior, uno de los métodos que actualmente se usa para confrontar este tipo de problemas es la aplicación de Modelos de Distribución de Especies (SDM por sus siglas en inglés), con los cuáles es posible definir la distribución potencial de las especies.

El uso del modelado de distribución potencial es importante en estudios de especies que se distribuyen en áreas remotas o de difícil acceso ya que puede ayudar a dirigir el esfuerzo de investigación o de conservación a un área definida y es particularmente útil para especies con requerimientos ambientales restringidos (estenobióticas). El desarrollo de este tipo de modelos se apoya en el diseño de Sistemas de Información Geográfica (SIG), que permite trabajar con datos geográficamente referenciados, modelar y generar mapas con los resultados derivados del modelo, permitiendo su análisis e interpretación, proveyendo información útil para la toma de decisiones (Naoki *et al.,* 2006).

Con estas consideraciones y como parte de un programa de investigación que conjunta diversos proyectos relacionados con el conocimiento de la biología y aspectos relativos a la conservación de truchas nativas de México, se ha podido recolectar ejemplares para conocer la distribución de las truchas mexicanas en el noroeste de México (Hendrickson *et al.,* 2002; 2006; Espinosa *et al.*, 2007). Con esta información disponible, en el presente trabajo se aplicaron tres técnicas de modelado (BIOCLIM, GARP Y MAXENT) para estimar la distribución potencial de trucha dorada mexicana en las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán.

2. ANTECEDENTES

En agosto de 1952, sobre la recolecta de una trucha de color dorado en una exploración en el Río Verde, próximo al poblado de Guadalupe y Calvo en el estado de Chihuahua. Esta trucha se describió en ese momento pero no fue clasificada taxonómicamente, debido a que los autores querían asegurarse de que sus caracteres distintivos tenían base genética y no eran atribuibles a fenómenos ambientales locales (Needham y Gard, 1964). Recientes expediciones de un grupo binacional, conformado por investigadores y naturalistas mexicanos y estadounidenses (autonombrados *Truchas Mexicanas*), han ampliado considerablemente el conocimiento que se tiene de la distribución de la trucha dorada mexicana y de todas las estas especies truchas en la Sierra Madre Occidental (SMO, Hendrickson *et al.,* 2002).

La trucha *O. chrysogaster* forma parte del complejo íctico constituido por distintas especies o formas biológicas de la familia Salmonidae de las que solamente existen dos especies descritas; la trucha arcoiris de la Sierra San Pedro Mártir *O. mykiss nelsoni* (Evermann, 1908), en el norte de Baja California y la trucha dorada mexicana *O. chrysogaster* (Needham y Gard, 1964), que actualmente se asocia a las cuencas de los ríos Fuerte, Sinaloa y Culiacán, como su área de distribución natural (Camarena-Rosales *et al.*, 2001; Reyes-Valdez *et al.*, 2006; Espinosa *et al.*, 2007). Además existe en la SMO otras especies aún no descritas (Hendrickson *et al.*, 2002). En conjunto, estas truchas representan el grupo de salmónidos con distribución más austral, distribuyéndose particularmente en zonas montañosas en climas templados y fríos, por arriba de los 1500 metros sobre el nivel del mar (msnm) (Hendrickson *et al.*, 2006).

En particular, la trucha dorada mexicana (Fig. 1) ha sido objeto de estudios sobre modelación de su distribución geográfica en la cuenca del río Fuerte (Ruiz-Luna *et al.,* 2013); quedando las truchas de los ríos Sinaloa y Culiacán aun no estudiadas desde el punto de vista de la distribución actual y potencial.

Figura 1. Ilustración de la trucha dorada mexicana (macho) del Río Verde, Chihuahua, por J.R. Tomelleri (http://w3.biosci.utexas.edu/tnhc/fish/research/truchas_mexicanas/mexicangolden.jpg).

Al respecto debe mencionarse que, aunque esta especie no está sujeta a una explotación comercial, dada su distribución restringida, escasa abundancia y tallas relativamente pequeñas, la especie está identificada con riesgo de extinción, con un estatus de protección especial en la norma oficial mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Además, esta especie ha sido catalogada como especie endémica amenazada y como especie vulnerable por parte de CITES (Conference on International Trade in Endangered Species). De acuerdo con Contreras-Balderas y Almada-Villela, (1996) también, ha sido categorizada como vulnerable a nivel global en la lista roja-IUCN (International Union for Conservation of Nature, accedido 09 de diciembre de 2014).

De acuerdo con Hendrickson *et al.,* (2006) *O. chrysogaster*, conjuntamente con las otras truchas nativas de la SMO, proceden del norte del océano Pacífico y actualmente están ante un inminente riesgo de hibridación e inclusive reemplazo por la trucha arcoiris (*O. mykiss*), introducida en México a finales del siglo XIX. La distribución de esta especie exótica se ha ampliado artificialmente de forma notable, por lo que actualmente, es posible encontrarla

en ríos, arroyos y diversos cuerpos de agua de alta montaña en distintos sitios del país.

Considerando lo anterior, en el presente estudio se planteó modelar la distribución potencial de *O. chrysogaster* en las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán, a partir de información disponible de registros históricos de presencia en la Sierra Madre Occidental, además de los que se generaron dentro del presente proyecto, siendo una aportación sobre el conocimiento de la distribución de la especie en esa región.

2.1. Truchas del género *Oncorhynchus*

Las truchas y salmones de la familia Salmonidae, son peces anádromos de agua dulce, cuyo rango de distribución geográfica natural se extiende a latitudes boreales, particularmente en zonas montañosas de climas templados y fríos (Behnke, 1992; Espinosa *et al.*, 2007). Sin embargo, debido a su importancia comercial algunas especies de esta familia han sido introducidas a distintas latitudes en todo el mundo (Miller, 2009; Contreras-Balderas y Escalante, 1984), particularmente las pertenecientes al género *Oncorhynchus*.

En México, las especies representantes de este género, habitan en regiones confinadas de la Sierra San Pedro Mártir (Baja California) y en la SMO (entre los estados de Sonora, Chihuahua, Sinaloa y Durango) siendo este grupo de truchas el que presenta el rango de distribución más sureña dentro de los salmónidos. Como ya se señaló, *O. chrysogaster* es la única especie de truchas nativas reconocida para esta región y para la cual se asume una distribución restringida a las cuencas de los ríos Fuerte, Sinaloa y Culiacán, en arroyos de montaña con agua clara y fresca, sombreados, con rápidos y remansos (Miller, 2009). Es posible que exista un complejo de especies cripticas dentro de lo que se conoce como trucha dorada mexicana (García de León com. Pers. y Escalante-Sánchez *et al.,* 2014).

El ambiente de estos organismos se reduce a las partes altas de los ríos y arroyos (Escalante-Sánchez, 2012), donde el agua se caracteriza por tener una alta transparencia (Ruiz-Campos, 1989). Además este grupo de truchas en especial se caracteriza por su poca vagilidad (población interior o aislada). Aunque Ruiz-Campos (1993), señala que es una especie capaz de soportar grandes variaciones de temperatura durante el verano en su entorno natural (rango diario = 14.0 a 24.6 °C). De acuerdo con Miller, (2009) a medida que la temperatura del agua se eleva, estas truchas se desplazan a aguas más frías al fin de la temporada de secas, por lo que en términos de temperatura del agua y niveles de oxígeno disuelto, esta especie es más característica de una condición estenobiótica, con restringidos intervalos de ambas variables para su distribución. Cabe mencionarse que la temperatura ha sido considerada como el principal factor causal del desplazamiento en la trucha arcoiris y otros salmónidos (Ruiz-Campos, 1993). Este mismo autor señala para la trucha arcoiris de la Sierra San Pedro Mártir *O. mykiss nelsoni*, que en su área de distribución en el norte de Baja California, se registran temperaturas del aire de 5°C a 35°C y del agua de 7°C a 27°C. Asimismo, registran temperaturas mínimas de agua que no superan los 15 °C durante muestreos de trucha en los arroyos San Rafael y San Antonio (TABLA 1).

TABLA 1. Temperaturas del aire y agua (mínimas) registradas durante el día durante los muestreos del Arroyos San Rafael (febrero 1988 a enero 1992) y San Antonio (junio 1992), de la Sierra San Pedro Mártir, Baja California, México.

Arroyo	**Fecha Día/mes/año**	**Temperatura Aire (°C)**	**Temperatura Agua (°C)**
San Rafael	11/02/88	**8.6**	12.0
	11/07/88	11.4	**6.4**
	25/01/92	**-1.0**	**5.2**

Tomado de Ruiz-Campos (1993).

Con relación al entorno de *O. chrysogaster*, Hendrickson *et al.,* (2002; 2006) y Escalante-Sánchez, (2012), señalan que la especie es sensible a factores adversos tanto antropogénicos como ambientales (cambio climático,

introducción de especies exóticas, contaminación y cambio de uso de suelo), sin que se conozca con certidumbre la extensión y límites de su área de distribución. Además las investigaciones realizadas indican que las truchas nativas mexicanas muestran evidencias de introgresión del genoma de las truchas exóticas, lo cual las hace muy vulnerables a la extinción local, de ahí la importancia de tomar medidas para evitar que este proceso continúe (De los Santos-Camarillo, 2008; Escalante-Sánchez, 2010; Escalante-Sánchez *et al.,* 2014).

2.2. Enfoques para el estudio de la distribución de especies

Ante el nivel de amenaza de *O. Chrysogaster* y potenciales especies crípticas, tanto a nivel local como regional, es claro que se deben enfocar esfuerzos en estrategias que contribuyan al manejo y la protección de *O. chrysogaster* y otras especies afines. Este trabajo requiere de una nueva aproximación que fusione y enlace las fronteras entre disciplinas, como biogeografía y ecología (Lobo y Hortal, 2003). Así, en la actualidad hay disponibles técnicas estadísticas asociadas a los SIG, para obtener distribuciones potenciales de especies (Guisan y Zimmermann, 2000). Estos métodos se basan en determinar las condiciones ambientales de los sitios conocidos con ocurrencias de la especie, a partir de las cuales es factible construir un modelo que permite localizar otras áreas donde la especie puede estar distribuida (Anderson *et al.,* 2003). Se entiende entonces que cuando un organismo tiene la capacidad de sobrevivir y reproducirse en cierta zona geográfica es gracias a que están presentes las condiciones ambientales óptimas para éste.

El tema de factores ambientales que determinan la distribución de las especies es central en la ecología (Naoki *et al.,* 2006), por lo que es abundante la literatura especializada sobre las limitantes ambientales que definen la presencia de una especie, siendo especialmente profusa con especies vegetales, y vertebrados (Guisan y Zimmermann, 2000).

De acuerdo con Martínez-Meyer y Sánchez-Cordero (2006), un aspecto básico en cualquier investigación sobre la diversidad biológica es el conocimiento de la identidad de las especies y su distribución en espacio y tiempo. Así Soberón y Peterson (2005), indican los criterios que se deben tomar en cuenta para estimar la distribución geográfica de las especies, estos se dividen en tres grupos; (1) la capacidad de dispersión de la especie, (2) la distribución espacial de las condiciones ambientales favorables para el establecimiento, supervivencia y reproducción de los individuos y (3) el medio ambiente biótico constituido por la especie competidoras, depredadores, junto con la disponibilidad y la dinámica de recursos.

A finales de la década de 1990 se iniciaron investigaciones con la aplicación de dos enfoques para referirse a las asociaciones especies-ambiente y a la relación de sus asociaciones con su distribución geográfica (Peterson y Soberón, 2012). Estos enfoques normalmente son referidos como “Modelos de distribución de especies” o SDM (por sus siglas en Inglés) y “Modelos de Nicho Ecológico” o ENM (por sus siglas en Inglés) (Peterson *et al.,* 1999; Naoki *et al.,* 2006; Soberón y Nakamura, 2009; Soberón, 2010).

Más recientemente se ha producido un avance muy importante en los métodos aplicados a la generación de modelos que predicen la distribución potencial de las especies, la generalización en el uso de SIG y el desarrollo de técnicas geoestadísticas, lo que ha permitido la difusión de herramientas para el análisis de los patrones espaciales de presencia y ausencia de especies (Guisan y Zimmermann, 2000; Scott *et al.,* 2002).

Los modelos del tipo SDM se basa en el análisis de las condiciones ambientales de los sitios de presencias conocidas (Martínez-Meyer y Sánchez-Cordero, 2006). Estos modelos pretenden estimar las condiciones ambientales idóneas para la especie mediante la asociación de registros de ocurrencias conocidas con variables ambientales que puedan afectar la fisiología de la

especie y su capacidad de persistir y así predecir la distribución potencial en los que una especie puede establecerse. Este enfoque puede ayudar a dirigir los esfuerzos de exploración a un área específica (Naoki *et al.,* 2006).

Por otra parte, para los modelos de tipo ENM, la definición de nicho ecológico es importante y además clave en la conceptualización de los modelos de distribución de especies (Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011) y éste ha sido definido de varias maneras. Grinnell (1917), describe el nicho de una especie como los requerimientos ambientales (factores limitantes) necesarios para que una especie subsista sin que haya inmigración, mientras que Hutchinson (1957), define al nicho de una especie como el hipervolumen *n*-dimensional, donde cada punto corresponde a un estado del ambiente que le permite a la especie existir indefinidamente. También el concepto de nicho ha sido utilizado para describir el efecto que una especie tiene sobre el ambiente, haciendo una fina descripción del rol de la especie en la comunidad, empezando por su nivel trófico (Elton, 1927). Por lo que Peterson *et al.,* (2012) considera la idea general de nicho como las condiciones ecológicas que una especie necesita para mantener las poblaciones en una región determinada, junto con los impactos que la especie tiene sobre sus recursos, otras especies interactuantes y medio ambiente.

Los científicos modernos han desarrollado modelos estadísticos y matemáticos para inferir y predecir la distribución geográfica de las especies mediante el acoplamiento de datos sobre la presencia de especies a diferentes escalas espaciales que van desde lo local hasta lo global, así como de comprender el conjunto de factores que operan a diferentes escalas (variables ambientales, topografía, uso del suelo, interacciones bióticas) que influyen en esa distribución (Pearson y Dawson, 2003). Por ello, al querer estudiar las especies de una determinada área, por medio de los modelos de distribución potencial, lo primero que debe definirse es la escala espacial de análisis en la que se desea trabajar (Fig. 2), ya que ésta influye directamente en la selección

de las variables a utilizar, con posibles efectos sobre el resultado final de los modelos (Wisz *et al.,* 2013).

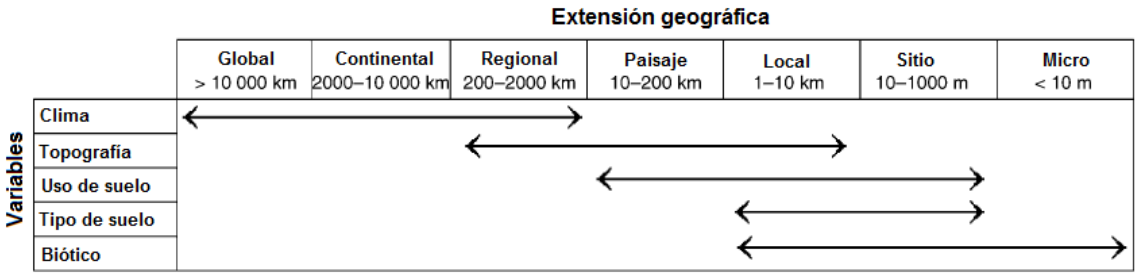

Figura 2. Ejemplo esquemático de cómo diferentes factores pueden afectar a la distribución de las especies a través de diversas escalas espaciales. Tomado de Pearson y Dawson (2003).

En la actualidad, gracias a la creciente presencia de bases de datos de información ambiental y biológica, con acceso abierto, además de la disponibilidad de equipo informático y con las técnicas y programas computacionales disponibles (algunos de acceso libre), se pueden obtener modelos de distribución de especies (Fig. 3) en forma relativamente sencilla (Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011).

Las distintas aproximaciones para la construcción de modelos permiten contar con una herramienta importante para el estudio de la ecología, biogeografía y la biología de conservación (Naoki *et al.,* 2006; Rangel y Loyola, 2012), siendo este último tema dentro del que se inscribe el presente estudio.

Por otra parte, las colecciones científicas son, posiblemente, el acervo más importante para el conocimiento de la biodiversidad, permitiendo contar con evidencia física de formas de vida actuales y extintas y en este sentido, dada la actual crisis de biodiversidad, su papel en la ciencia y la sociedad es cada vez más relevante (Krishtalka y Humphrey, 2000).

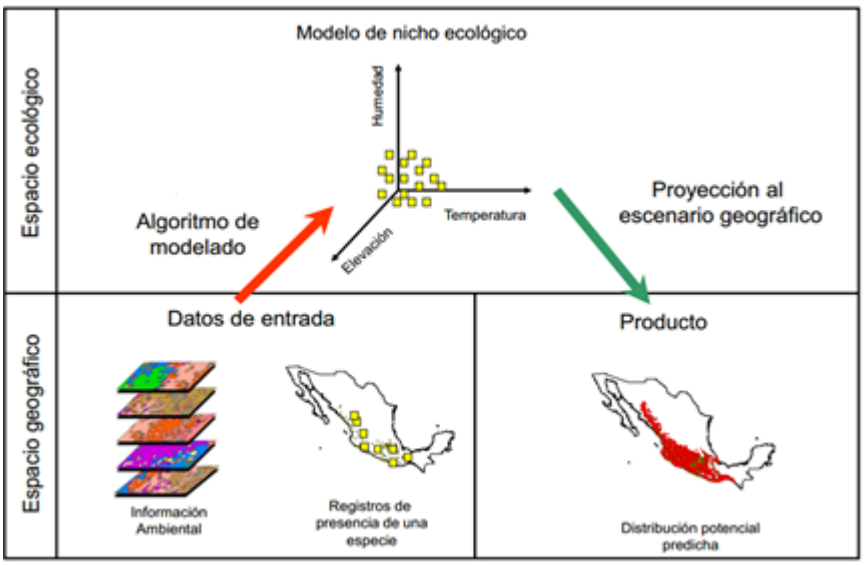

Figura 3. Descripción esquemática del modelado de nichos ecológicos y distribuciones de especies tomado de Martínez-Meyer y Sánchez-Cordero, (2006).

Cuantificar el esfuerzo de muestreo es imprescindible para evaluar la calidad de la información biológica disponible (Lobo, 2000), aunque la mayoría de las bases de datos cuentan solo con información sobre presencias de las especies y raramente existen datos sobre las ausencias. Por lo tanto, las técnicas de modelado que requieren solamente de datos de presencia resultan ser valiosas (TABLA 2).

TABLA 2. Clasificación de métodos de modelado con respecto al tipo de datos biológicos de entrada (ausencia y/o presencia). Tomado de Peterson et al., (2012).

Datos biológicos	**Método**	**Autor**
Solo-presencias	BIOCLIM	Busby, (1991)
	HABITAT	Walker y Cocks, (1991)
	Distancia de Mahalanobis	Farber y Kadmon, (2003)
	DOMAIN	Carpenter *et al.,* (1993)
Ausencia/Presencia	Modelos lineales generalizados	Austin *et al.,* (1990)
	Árboles de regresión	Carrascal *et al.,* (2009)
	Redes neuronales	Pearson *et al.,* (2002)
Presencia/Fondo	MaxEnt	Phillips *et al.,* (2006)
	Factor de análisis de nichos	Hirzel *et al.,* (2002)
Presencia/Pseudoausencia	GARP	Stockwell y Peters, (1999)
Otras técnicas	Aproximaciones Bayesianas	Latimer *et al.,* (2006)
	BIOMOD	Thuiller *et al.,* (2003)
	openModeller	Muñoz *et al.,* (2009)
	BIOENSEMBLES	Diniz-Filho *et al.,* (2009)
	BIOMAPPER	Hirzel *et al.,* (2002)

De acuerdo con Peterson *et al.,* (2012) para la construcción de modelos de nicho y distribución de especies se sigue normalmente una serie de pasos que se describe a continuación (Fig. 4):

(1) Preparación de datos de entrada (registros de presencias/ausencias, un grupo de datos en formato raster (SIG) de variables ambientales "scenopoeticas" que pueden o no definir los requerimientos ecológicos de la especie). Las variables scenopoeticas son aquellas que afectan a la aptitud de la especie, pero la especie no tiene ningún impacto sobre estas (e.g. variables climáticas y topográficas) (Soberón, 2010).

(2) Modelado del nicho (utilizar un algoritmo de modelado para caracterizar el nicho ecológico como una función de las variables ambientales).

(3) Proyección al escenario geográfico y validación del área potencial predicha (métodos estadísticos).

(4) Reproyección del escenario geográfico (diferente región o periodo).

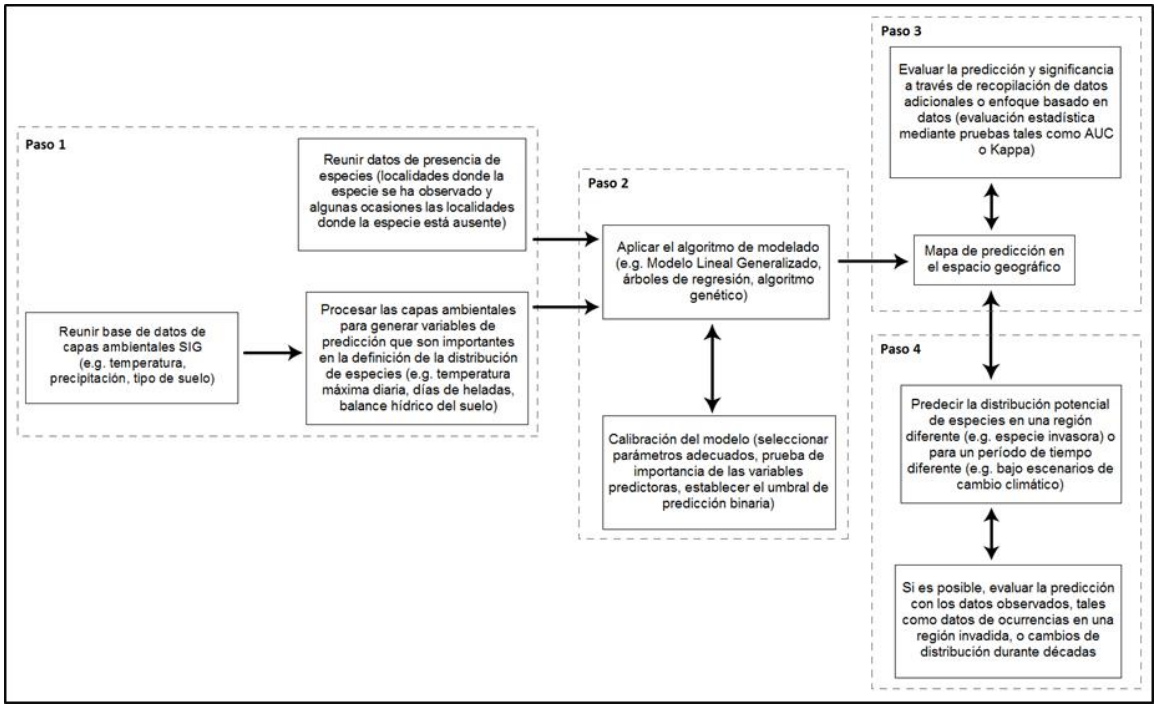

Figura 4. Resumen de los pasos en el proceso de modelos de nicho ecológico y su distribución potencial tomado de Peterson et al., (2012).

2.3. Aproximaciones al modelo de distribución de *O. chrysogaster*

Particularmente relacionado con el presente estudio, Mayden, (2005) y su equipo de investigadores actualmente cuentan con una propuesta de distribución generada con el modelo de nicho a partir de la aplicación del "Algoritmo Genético para la producción de Conjuntos de Reglas" (GARP por sus siglas en inglés), que determina regiones geográficas con condiciones similares a los de los datos de entrada, en este caso de las localidades con registro de ocurrencia de la especie. Con este modelo se pudo identificar ríos y regiones con alta probabilidad de contener poblaciones de truchas nativas y priorizar el esfuerzo de muestreo en la cuenca del río Conchos. Como resultado de estas predicciones fue posible identificar, y verificar en campo, nuevos sitios con la presencia de una especie de trucha aun no descrita dentro de esta cuenca (Fig. 5) (Hendrickson *et al.*, 2002; 2006; Mayden, 2005, Espinosa *et al.,* 2007).

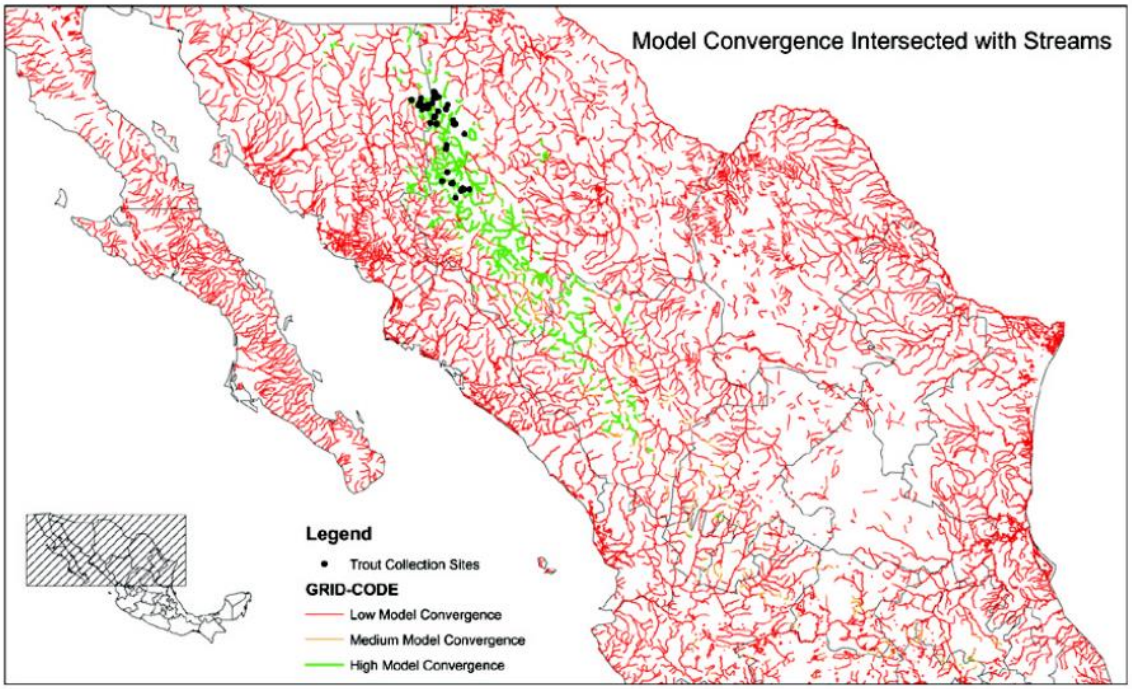

Figura 5. Mapa GARP de la SMO, segmento de arroyos presentan un ajuste perfecto con el modelo resaltado en verde. Los círculos negros representan los sitios de la trucha del Río Yaqui utilizados para construir el modelo (Mayden, 2005).

Gracias a este tipo de investigaciones se ha venido impulsando una serie de proyectos relacionados con este grupo íctico, que incluyen el análisis de la distribución de las especies en su entorno natural, aspectos básicos de su biología y estudios de genética de poblaciones, filogeografía y análisis genómicos que han permitido distinguir la presencia de distintas especies del género *Oncorhynchus*, coadyuvando al conocimiento de datos básicos para un manejo adecuado de las distintas poblaciones de truchas mexicanas (Hendrickson *et al.*, 2002; 2006; Espinosa *et al.,* 2007). Con base en experiencias previas de naturalistas de fines del siglo XIX y de la primera mitad del siglo XX, pero especialmente a la integración del grupo binacional Truchas Mexicanas (Ruiz-Luna *et al.,* 2013) se cuenta con información básica sobre su distribución, por lo que se decidió acotar a elevaciones ≥ 1500 msnm el área de estudio en dos cuencas (de los ríos Sinaloa y Culiacán), en las cuales existen registros históricos para esta especie, siendo estas dos cuencas las menos exploradas.

3. JUSTIFICACIÓN

El complejo íctico conformado por las truchas nativas mexicanas representa el grupo de salmónidos cuyo límite natural de distribución se encuentra más al sur del resto de las especies que pertenecen al género *Oncorhynchus*, que actualmente se integra por 17 especies (Ruiz-Campos *et al.,* 2003). De éstas, solamente dos son reconocidas formalmente como endémicas de México, *O. mykiss nelsoni* (Evermann, 1908) y *O. chrysogaster* (Needham and Gard, 1964). Para este grupo de peces existe un alto riesgo en términos de conservación ya que hay evidencias de modificación de su entorno natural y la calidad de agua donde habitan.

Considerando el riesgo potencial, se ha despertado el interés por estudiar este grupo íctico, recibiendo la mayor atención la especie de *O. chrysogaster*, debido a que se encuentra en la NOM-059-SEMARNAT-2010 como especie en riesgo o en peligro de extinción debido a factores antropogénicos derivados de actividades forestales, mineras y pesca, además del riesgo de pérdida de diversidad genética debido a la hibridación causada por la liberación accidental o intencionada de trucha introducida (trucha arco iris *O. mykiss*) con propósitos de cultivo (Escalante-Sánchez *et al.*, 2014).

La ausencia de información ha promovido el interés por conocer la distribución de *O. chrysogaster*, con propósitos de monitoreo e inclusive para promover su cultivo a nivel local, sin embargo, los registros que se tienen de esta especie son escasos debido a la ausencia de un programa continuo de monitoreo y a la dificultad de acceso a la zona de distribución de la especie.

Aunque es reducido el número de registros de la especie, con referencia geográfica válida, se asume que las condiciones ambientales que corresponden a los sitios identificados pueden ser la base para la determinación de sitios con características similares y a partir de ello modelar su distribución geográfica potencial a través de la aplicación de modelos basados en datos de requerimientos ambientales con los modelos BIOCLIM, GARP y MAXENT a partir de datos de presencia (Phillips *et al., 2006)*. La aplicación de esta metodología se presenta como una alternativa viable para contrarrestar la escasa información sobre la distribución de la especie.

El presente estudio contribuye a incrementar la información actualmente disponible para el complejo críptico de *O. chrysogaster*, especie para la cual se desconocen muchos aspectos de su biología y para la cual se reconoce que posee un acervo genético único, adaptado a zonas más cálidas que las de sus congéneres del norte, mismo que merece preservarse. Por ello, la información que aquí se presenta posibilita la identificación de áreas donde potencialmente pueden encontrarse las poblaciones amenazadas, posibilitando con ello su estudio y con ello la generación de estrategias tendientes a conservar la especie mediante programas de investigación y monitoreo que permitan conocer más sobre la biología de la especie y de los factores que pueden afectar su permanencia.

4. HIPÓTESIS

Dada la condición acuática y la limitada tolerancia a las variaciones de la temperatura de los salmónidos (estenotópicos) es de esperarse que la distribución potencial de *O. chrysogaster* en las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán, pueda modelarse adecuadamente con base en los registros ambientales disponibles, siendo las variables ambientales que determinan el clima las que mejor definen el área de distribución.

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo General

Modelar la distribución potencial de *O. chrysogaster* en las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán, con base en información ambiental y registros de presencia de la especie.

5.2. Objetivos Particulares

1) Depurar y actualizar el registro histórico de presencias de *O. chrysogaster.*
2) Determinar las variables ambientales y geográficas necesarias para el modelado del área de distribución potencial de la trucha dorada mexicana.
3) Probar distintos modelos para determinar el área de distribución potencial de *O. chrysogaster* en las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán.
4) Validar y seleccionar un modelo de distribución.

6. METODOS

6.1. Área de estudio

La Sierra Madre Occidental (llamada localmente de Tepehuanes y de las Bayas) es el sistema montañoso más largo y continuo de México, caracterizado por un complejo de relieves con una serie de cadenas montañosas escarpadas, que se extiende desde la frontera con los Estados Unidos hasta el Eje Neovolcánico Transversal, limitada al oeste por el golfo de California y al este por el Altiplano Central mexicano (Ferrari *et al*., 2005). Este sistema orográfico, atraviesa los estados de Sonora, Chihuahua, Sinaloa, Durango, Nayarit, Jalisco, Zacatecas y Aguascalientes (Fig. 6) y tiene una longitud de 1250 km y una anchura media de 150 km (Lambarri-Martínez, 2012), con las siguientes coordenadas extremas: 31°36’ y 20°59’N, 111°22’ y 102°28’W, en su porción norte está más separada de la costa y al sur reduce su anchura y se aproxima al mar (Lambarri-Martínez, 2012).

Esta vasta región es topográfica, climatológica y biológicamente diversa, tiene una elevación media de 2500 msnm con áreas montañosas que llegan a alcanzar elevaciones máximas cercanas a 3350 msnm (Hendrickson *et al.*, 2006). De acuerdo con González-Elizondo *et al.,* (2012), las principales cimas que se encuentran en la SMO son el Cerro Gordo (3347 m), Barajas (3310 m), Mohinora (3307 m), Huehuento (3262 m) y el cerro de las Antenas en la Sierra el Epazote (3224 m), todos en Durango a excepción del Mohinora que se localiza al suroeste de Chihuahua y con grandes cañones entre los que podemos destacar la Barranca del Cobre en Chihuahua (1879 m) y el Espinazo del Diablo en Durango que cuenta con una pendiente mayor a los 2000 m (Escalante-Sánchez, 2010).

Figura 6. Localización geográfica de la SMO (delimitada en color verde).

Además, esta sierra está conformada por múltiples cuencas de ríos que drenan sus aguas hacia el Océano Pacífico entre los ríos más importantes encontramos el Yaqui, Mayo, Fuerte, Sinaloa, Culiacán, San Lorenzo, Presidio, Baluarte, San Pedro y Acaponeta, todos estos de carácter exorreico; al sur se localiza la región Lerma-Santiago, formada por la cuenca exorreica del río Santiago y también con desembocadura al Pacífico. Al norte se ubica la región

Bravo-Conchos, única cuenca exorreica de Chihuahua que desemboca en el Golfo de México, mediante el río Bravo y sus tributarios, mientras que entre los que tienen cuencas endorreicas destacan el Casas Grandes, el Santa María y el Carmen, que desembocan al norte de la Sierra en las Lagunas de Guzmán, Santa María y Patos, respectivamente, así como el Nazas-Aguanaval, los dos ríos más importantes de la vertiente interior del país (INEGI, INE y CONAGUA, 2007, González-Elizondo *et al.,* 2012). La SMO funciona como barrera occidental al altiplano y limita la planicie costera del mar de Cortés y una parte del Océano Pacífico, esta región es además geológicamente compleja y combinada con algunas otras variables y una amplia irrigación proveniente de las sierras circundantes, provee una gran diversidad de ambientes tanto acuáticos como terrestres que conducen a una gran cantidad de endemismos bióticos y una alta biodiversidad (Hendrickson *et al.*, 2002, 2006, Mayden, 2005).

Según la clasificación de Köppen modificado por García (1998), los principales climas de la SMO se presentan en la TABLA 3.

TABLA 3. Tipos de climas de la Sierra Madre Occidental y superficie que ocupan. Adaptado de Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Anónimo, 2003). Conjunto de datos vectoriales de la carta de climas escala 1:1 000 000. Los subíndices $_0$, $_1$, y $_2$ se refieren al cociente de la precipitación media anual/temperatura media anual (P/T). < 43 = w_0, entre 43 y 55 = w_1 y > 55 = w_2.

Clave	**Descripción**	**Área (km^2)**	**%**
Aw_0	Cálido subhúmedo, lluvias en verano.	8631.7	3.4
Aw_1	Cálido subhúmedo, lluvias en verano.	5751.7	2.3
Aw_2	Cálido subhúmedo, lluvias en verano.	3065.9	1.2
(A)C(w_0)	Semicálido subhúmedo, lluvias en verano.	18328.8	7.3
(A)C(w_1)	Semicálido subhúmedo, lluvias en verano. T del mes más frío < 18 ºC, T media anual 18-22 ºC.	11650.3	4.6
(A)C(w_2)	Semicálido subhúmedo, lluvias en verano.	5972.1	2.4
BS_1hw	Semiseco semicálido. P/T > 22.9	5729.8	2.3
BS_1hw(x')	Semiseco semicálido, porcentaje de lluvia invernal mayor que 10.2% del anual. P/T > 22.9	6320.5	2.5
BS_1(h')w	Semiseco, cálido, temperatura media anual mayor de 22 °C, lluvias en verano. P/T > 22.9	3274.8	1.3
BS_1kw	Semiseco templado con verano cálido, temperatura del mes más cálido > 18 °C. P/T > 22.9	38700.1	15.4
BS_1kw(x')	Semiseco templado con verano cálido; temperatura del mes más cálido > 18 °C; porcentaje de lluvia invernal mayor que 10.2% del anual. P/T > 22.9	13134.7	5.2
C(w_0)	Templado subhúmedo. T media anual 12-18 °C, T del mes más frío entre -3 °C y 18 °C.	23459.0	9.3
C(w_0)(x')	Templado subhúmedo con lluvias uniformemente repartidas en el año. T media anual 12-18 °C, T del mes más frío entre -3 °C y 18 °C, T del mes más caliente < 22 °C; y precipitación en el mes más seco 0-40 mm. Precipitación anual 200-1800 mm	5414.2	2.1
C(w_1)	Templado subhúmedo con lluvias en verano. T media anual 12-18 °C; precipitación anual 200-1800 mm.	22089.1	8.8
C(w_1)(x')	Templado subhúmedo con lluvias uniformemente repartidas en el año. T media anual 12-18 °C, T del mes más frío -3-18 °C, T del mes más caliente bajo < 22 °C; precipitación anual 200-1800 mm y precipitación en el mes más seco 0-40 mm.	8070.0	3.2
C(w_2)	Templado subhúmedo, lluvias en verano, T media anual 12-18 °C.	14545.8	5.8
C(w_2)(x')	Templado subhúmedo, T media anual 12-18 °C, T del mes más frío entre -3 °C y 18 °C y temperatura del mes más caliente bajo 22 °C; precipitación anual 200-1800 mm y precipitación en el mes más seco de 0 a 40 mm; lluvias en invierno mayores al 10.2% anual.	11692.4	4.6
C(E)(w_2)	Semifrío subhúmedo con lluvias en verano.	18376.4	7.3
C(E)(w_2) (x')	Semifrío subhúmedo con lluvias uniformemente repartidas.	14532.8	5.8
Otros C(E)	Semifríos	9212.6	3.7
Otros		3694.9	1.5
	TOTAL	251648.2	100.0

Tomado de González-Elizondo *et al.,* (2012).

6.1.1. Cuencas Sinaloa y Culiacán

En la SMO se encuentra el área de distribución de la trucha dorada mexicana y de acuerdo con Hendrickson *et al.,* (2002) de manera más precisa en las cuencas de los ríos Fuerte, Sinaloa y Culiacán, en altitudes mayores a 1500 msnm. Particularmente para el presente estudio se incluyen únicamente las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán (Fig. 7), delimitándose por la cota de 1500 msnm donde *O. chrysogaster* se ha adaptado aguas frías de ríos y arroyos.

Ambas cuencas forman parte de la región hidrológica nacional de Sinaloa (RH-10), localizadas en los estados de Sinaloa, Durango y Chihuahua. En promedio se registra una temperatura ambiental media anual entre 10-20°C, sin embargo en algunas regiones puede disminuir a menos de 10°C. En las partes altas, a lo largo de la SMO, se presenta una precipitación media anual superior a los 1000 mm. Según la clasificación climática, para las cuencas del Sinaloa y Culiacán, en las áreas de serranías el clima es templado, húmedo (Cfwb) y moderadamente lluvioso (Cwb) y la vegetación consiste principalmente en bosques de pino y encino; en la vertiente del Pacífico es templado y moderadamente lluvioso, vegetación tipo pradera caracterizada por planta herbáceas (Cwa); y en las partes bajas es tropical, lluvioso y vegetación tipo sabana (Aw) (Lambarri-Martínez, 2012).

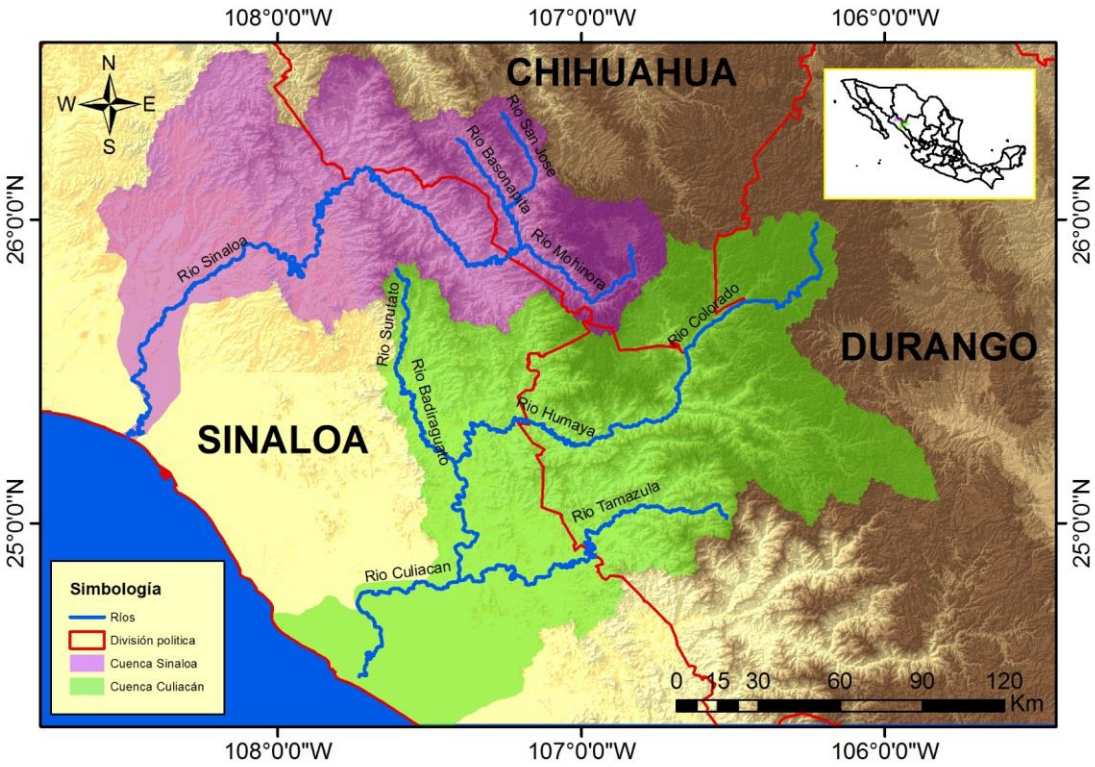

Figura 7. Localización geográfica de las cuencas Sinaloa y Culiacán.

6.2. Registro histórico y nuevos registros de presencia de *O. chrysogaster* en la zona de estudio

Para el desarrollo de los modelos con los distintos algoritmos ya señalados, se utilizaron datos históricos de registro de la especie en la zona, restringiéndose la selección a datos que corresponden a la especie y área de estudio. Adicionalmente, se obtuvieron nuevos registros mediante trabajo de campo realizado durante el presente estudio. Las características de los repositorios de datos y de las campañas de muestreo en campo se detallan a continuación.

6.2.1. Registro histórico

El desarrollo reciente de tecnologías y metodologías de almacenamiento, organización y análisis de datos han aportado un enorme impulso a los sistemas de consulta, en este sentido, una pieza fundamental ha sido el desarrollo de los sistemas de bases de datos. En México, la Comisión Nacional

para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) desarrolló una de las redes pioneras en el mundo: la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB; http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib_esp.html, septiembre 2014); que enlaza información de los principales grupos taxonómicos de plantas, vertebrados e invertebrados (tanto terrestres como acuáticos) así como de microorganismos.

La recopilación de datos georreferenciados (latitud-longitud) de ocurrencias de *O. chrysogaster* se hizo a través de colecciones biológicas y bases de datos públicas internacionales como la del Institute for Biodiversity Science and Sustainability at the California Academy of Sciences (CAS, Ichthyology), FishBase, CONABIO y otras disponibles desde el sitio web Global Biodiversity Information Facility (GBIF). Además se obtuvo información de registros de truchas de la base de datos proporcionada por el grupo conformado por investigadores mexicanos y estadounidenses conocidos como *Truchas Mexicanas* (http://www.utexas.edu/tmm/tnhc/fish/research/truchas_mexicanas/). Durante una estancia académica realizada en el Instituto de Biología en la Universidad Nacional Autónoma de México se consultó directamente la Colección Nacional de Peces (CNPE-IBUNAM) en junio del 2014, con la finalidad de comparar estos registros con la base de datos proporcionada por el grupo de *Truchas Mexicanas* y la base de datos del sitio web FishNet2 (http://www.fishnet2.net/). Las bases de datos acumulan numerosas referencias de diversos organismos, incluyendo los datos de colecta y las colecciones científicas que los almacenan y respaldan (Lambarri-Martínez, 2012).

6.2.2. Nuevos registros

Se organizó una serie de campañas para la recolecta de información sobre presencia de la especie en las cuencas del Sinaloa y Culiacán, para ampliar y registrar nuevas localidades de recolecta y para obtener mayor información

biológica a través de muestreos biológicos y registro de datos ambientales relacionados con esta especie.

El trabajo de campo consistió en cuatro salidas programadas durante los meses de junio del 2013, febrero, marzo y mayo de 2014. Para esto se contó con el permiso de pesca SGPA/DGVS/02485/13 expedido el 02 de Abril 2013 y prorrogado por un año (SGPA/DGVS/02968/14), por la Dirección General de Vida Silvestre de la SEMARNAT para realizar el muestreo en campo.

Las recolectas se llevaron a cabo con un equipo de electropesca modelo 15-D POW, marca SMITH-ROOT, INC. Serie No. 87747. La operación con este equipo consiste básicamente en recorridos a contraflujo del agua (río arriba), con duración de una hora. Tanto al inicio del recorrido como al finalizar se registraron los datos de ubicación geográfica del sitio (latitud, longitud, altitud), para estimar la distancia del recorrido y dejar constancia del trayecto del mismo. Para ello se utilizó principalmente equipo de GPS modelo Rino 655t, marca GARMIN, aunque también hubo registros fotográficos con cámaras que tienen incorporado sistema un GPS (ejemplo, Nikon modelo D90). Los datos generados se incorporaron a la base histórica de datos para el análisis de la distribución potencial de trucha dorada mexicana.

Con toda la información anterior se construyó la base de datos definitiva, partiendo de un proceso de depuración de los datos, que consistió en dejar aquellos registros que contaban con coordenadas geográficas precisas y confiables de datos históricos o de recolectas recientes, , eliminando coincidencias, que no aportaran mayor información para propósitos del modelado, adicionalmente con el programa de ArcGIS 10 y la información de las coordenadas geográficas contenida en la base de datos final, se creó una capa en formato shape de puntos, esta se proyectó al sistema de referencia WGS84, para ser utilizada en el proceso de modelado.

6.3. Caracterización de la zona de estudio

En este apartado se incluyen los métodos aplicados para delimitar el área de estudio a través del modelado de cuencas y la obtención de curvas de nivel, que permiten acotar el área de estudio con una cota mínima de altitud de 1500 msnm, además del proceso de selección de las variables ambientales a utilizar en las diferentes aproximaciones de modelado para obtener la distribución del área potencial de la trucha dorada mexicana.

6.3.1. Delimitación de las cuencas y curvas de nivel

El área de estudio se delimitó con base en los límites de cuenca de los ríos Sinaloa y Culiacán a partir de información que proporciona el Instituto Nacional de Estadística y Geografía a través de su portal de internet (www.inegi.gon.mx) con altitudes iguales o por arriba de 1500 msnm. Del portal de internet Earth Observing System Data and Information System (EOSDIS) (https://earthdata.nasa.gov) se descargaron los modelos digitales de elevación global derivados de imágenes ASTER (ASTER GDEM) con resolución de 30 m, proyectado en coordenadas geográficas, con Datum WGS84. A partir de estos datos se generó un mosaico para cubrir el área de estudio y por medio del procesamiento de los Modelos Digitales de Elevación (MDE) se extrajeron las curvas de nivel. Posteriormente se reclasificó las altitud iguales o superiores a 1500 msnm y así obtener un polígono acotado a estas.

Utilizando técnicas de geo procesamiento estándar dentro del programa ArcGIS 10, el anterior polígono fue intersectado con los polígonos de las cuencas para finalmente generar un nuevo polígono con los límites del área de estudio.

6.3.2 Red de drenaje

Para generar la red hidrográfica así como los valores de órdenes de cauce para la red de drenaje, se utilizó el Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 (CEM 3.0¸ http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/continuoelevaci

ones.aspx) cuya característica principal es la resolución de 15 m, con un error cuadrático medio de 4.9 m. El CEM está proyectado en coordenadas geográficas, con Datum ITRF92 época 1988.0, elipsoide GRS80 y se encuentra en formato BIL (Banda entrelazada por línea).

Una vez descargado el CEM de toda la república mexicana, se realizó un recorte con un polígono con las siguientes coordenadas extremas: 24°45' y 26°29'N, 107°28' y 105°44'W, con este procedimiento se extrajo los valores del CEM para las dos cuencas acotada a los limites 1500 msnm.

Previo a la generación de la red, se realizó un pre-procesamiento de los MDE que incluyó rellenar las depresiones contenidas en ellos. Algunas de estas depresiones son generadas por errores de los datos introducidos durante el proceso de generación de la superficie de los MDE, mientras que otras representan características topográficas reales causados por hoyos en la superficie, las cual puede generar una definición incompleta del patrón de drenaje (Hernández-Guzmán, 2006). Para contrarrestar estas imperfecciones causadas por estos errores se utilizó la función *Fill* de la extensión Arc Hydro versión 2.0 para ArcGIS 10 del Centro para la Investigación en Recursos Hídricos de la Universidad de Texas en Austin, disponible en (http://blogs.esri.com/esri/arcgis/2011/10/12/arc-hydro-tools-version-2-0-are-now-available/). Esta extensión proporciona una serie de herramientas que facilita el análisis que se lleva a cabo en el área del manejo del recurso hídrico (Hernández-Guzmán, 2006).

El siguiente paso fue determinar la dirección que tomaría una gota de agua a su paso por cada celda, para lo cual se aplicó el algoritmo D8 (*Deterministic eight*). Este método asume que cada celda en un MDE fluye a una de las ocho celdas vecinas de acuerdo a la dirección de la pendiente (Hernández-Guzmán, 2006), para obtener la dirección de flujo se utilizó la función *Flow Direction*.

Después de obtener la dirección de flujo se procedió a calcular la acumulación de flujo, para lo cual se utilizó la función *Flow Accumulation*, misma que calcula el flujo acumulado en una celda, que proviene de la suma de los valores de acumulación de flujo de las celdas situadas arriba de la celda objetivo (Escalante-Sánchez, 2010).

Se usa un valor de "umbral constante" para extraer las redes de drenaje de forma automática a partir de un MDE (Lin *et al.,* 2006). Este método fue utilizado para calcular el número de celdas que contribuyen al flujo superficial de cualquier celda en particular (Hernández-Guzmán, op cit.). Cuanto menor sea el valor del umbral elegido, más complicados son los canales obtenidos (Lin *et al.,* 2006). En el presente estudio, el valor de umbral utilizado se registró en campo (ubicación geográfica) del lugar donde iniciaba uno de los arroyos donde se recolecto truchas dentro de la cuenca del río Culiacán, ese punto se ubicó en el MDE y el valor de acumulación de flujo encontrado en ese punto fue el que se asignó como valor de umbral. La función empleada para determinar la red de drenaje fue *Stream Definition*, la cual asigna un valor de "1" para las celdas en el GRID de acumulación de flujo que presenta un valor mayor que el valor umbral utilizado para definir los ríos (Hernández-Guzmán, 2006).

Finalmente se generaron los órdenes de cauce mediante el método propuesto por Strahler (1957), para jerarquizar los órdenes de corrientes, en donde la longitud de cada corriente es indicada por su orden (Hernández-Guzmán, 2006). Para esto se utilizó la función *Stream Order* de la herramienta *Hydrology* que se encuentra dentro de *Spatial Analyst Tools* en el software ArcGIS 10.

Adicionalmente cuando fue requerido se realizó un proceso a las capas de la red hidrográfica y órdenes de cauce para proyectar al sistema de referencia UTM12, para calcular sus áreas y longitudes.

6.3.3. Variables ambientales y topográficas

Se emplearon variables bioclimáticas y topográficas, de las cuales 19 fueron coberturas bioclimáticas, provenientes del proyecto WorldClim (Hijmans *et al*., 2005) correspondientes a la zona o mosaico 22 de dicho sistema, disponibles en el portal Global Climate Data (http://www.worldclim.org/tiles.php?Zone=22). La información se descargó en formato raster (rejilla) con resolución de 1 km (1 km^2 por pixel), con Datum WGS84, generada por interpolación del promedio mensual de datos sobre precipitación y temperaturas, provenientes de un conjunto de datos registrados de estaciones meteorológicas durante un periodo de 50 años, a partir del año 1950 (Hijmans *et al*., 2005, Anderson y González, 2011).

Del mismo portal se obtuvo un modelo altitudinal con los mismos parámetros espaciales de las 19 biovariables, mientras que la variable del Índice Compuesto Topográfico (CTI por su siglas en inglés) se descargó del portal de la U.S. Geological Survey (https://lta.cr.usgs.gov/gtopo30), del proyecto HYDRO1k (USGS, 1996) con resolución de 1 km^2 y Datum WGS84. La ecuación para determinar el CTI del conjunto de datos del proyecto HYDRO1k es:

$$CTI = \ln(\frac{FA}{\tan(slope)})$$

Donde:
CTI = Índice Compuesto Topográfico
FA = Flow Accumulation
Slope = Pendiente

Con ayuda de ArcGIS 10 (ESRI, 2010), la información fue acotada a los límites geográficos del área de estudio, dentro del polígono con las siguientes coordenadas extremas: 24°45’ y 26°29’N, 107°28’ y 105°44’W. Posteriormente las variables se transformaron de formato raster a ASCII, para poder usarlas en

los programas de los algoritmos de modelado. Las variables se muestran en la TABLA 4.

Además se realizara un análisis de correlación de Pearson para encontrar los datos climáticos altamente correlacionados (r > 0.9). Para reducir la redundancia de datos y acotar el tiempo de análisis, se descartaran los datos climáticos redundantes.

TABLA 4. Listado de variables ambientales WorldClim y Hydro 1K

Tipo de variable	Clave	Descripción
Climáticas	BIO1	Temperatura media anual
	BIO2	Rango de temperatura media diurna
	BIO3	Isotermalidad
	BIO4	Estacionalidad de la temperatura
	BIO5	Temperatura máxima del mes más cálido
	BIO6	Temperatura mínima del mes más frío
	BIO7	Amplitud térmica anual
	BIO8	Temperatura media del trimestre más húmedo
	BIO9	Temperatura media del trimestre más seco
	BIO10	Temperatura media del trimestre más cálido
	BIO11	Temperatura media del trimestre más frío
	BIO12	Precipitación anual
	BIO13	Precipitación del mes más húmedo
	BIO14	Precipitación del mes más seco
	BIO15	Estacionalidad de la precipitación
	BIO16	Precipitación media del trimestre más húmedo
	BIO17	Precipitación media del trimestre más seco
	BIO18	Precipitación media del trimestre más cálido
	BIO19	Precipitación media del trimestre más frío
Topográficas	Alt	Altitud (msnm)
	CTI	Índice Compuesto Topográfico

6.4. Modelado

Se utilizaron los algoritmos de BIOCLIM (Nix, 1986; Busby, 1991), GARP (Stockwell y Peters, 1999) y MAXENT versión 3.3.3k (Phillips *et al*., 2006) disponible en (http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/) para modelar la distribución potencial de trucha dorada mexicana. Se seleccionaron esos algoritmos por contarse únicamente con datos de presencia, y al existir una

evaluación previa que ha aplicado con éxito dos de los algoritmos antes mencionados (Ruiz-Luna *et al*., 2013), adicionalmente, se agregó la opción de GARP, no contemplada por dichos autores.

Considerando el escaso número de registro de presencias disponible, se decidió generar los modelos con el total de 20 puntos obtenidos de la depuración de las bases de datos y no se dejaron datos de entrenamiento, que normalmente representan una proporción de los registros seleccionados de manera aleatoria, los cuales posteriormente se utilizan para evaluar la capacidad predictiva del algoritmo de modelado (Stockwell y Peters, 1999) y por esta razón se decidió aplicar una técnica de validación conocida como Jackknife (Pearson *et al*., 2007). También se decidió usar el mismo número de variables ambientales, garantizando de esta manera que los resultados proceden de la misma información y posibilitan su contraste.

Por esta razón, los modelos obtenidos en esta tesis, se generaron considerando el concepto de nicho Grinnelliano o ambiental que define al nicho como el rango de valores de factores ambientales que son necesarios y suficientes para permitir a las especies completar su ciclo de vida (Grinnell, 1917; James *et al.,* 1984).

A continuación se describen los modelos y procedimientos empleados para generar las áreas de distribución potencial de *O. chrysogaster* en las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán.

6.4.1. BIOCLIM

El primer acercamiento de la distribución potencial para la especie *O. chrysogaster* fue generado usando el algoritmo de modelo de BIOCLIM, dentro del programa DIVA-GIS 7.5 (Hijmans *et al*., 2012) disponible en (http://www.diva-gis.org). De acuerdo con Doran y Olsen (2001), BIOCLIM utiliza los valores observados en las regiones para las que existen registro de la

especie, analiza su distribución y genera los valores estadísticos correspondientes para posteriormente producir cajas de valores por variable climática (perfil bioclimático).

A partir de dichos valores (sitios de entrenamiento) el algoritmo establece las reglas para determinar áreas con clima similar a los observados para la especie estudiada y determina un espacio de distribución potencial interpolando las variables climáticas para cada pixel o celda (Ruiz-Luna *et al.,* 2013). Tal comparación permite determinar aquellos sitios con clima adecuado (dominio), en los cuales pudiera encontrarse la especie bajo estudio (Villaseñor y Téllez-Valdés, 2004). El dominio genera dos áreas potenciales de distribución, dominio central y dominio extenso. El dominio central está definido por un conjunto de celdas que registran homoclimas para la especie dentro de valores porcentuales que caen en el intervalo de 5-95%, mientras que el dominio extenso incluye celdas que caen dentro de valores porcentuales que van de 0-100% del área total estimada (Villaseñor y Téllez-Valdés, 2004).

Para el caso del área de distribución potencial se empleó el modelo BIOCLIM (True/False; toda el área que están dentro de la envoltura bioclimática descrita por los puntos de datos, cortan más allá del percentil definido por el usuario, se asigna valor de 1 “verdadero” y 0 “falso”), bajo los parámetros: percentil = 0.00, por contar con pocos registros de ocurrencias conocidas y se seleccionó la máxima extensión de salida, para obtener un mapa binario ausencia/presencia, de la predicción de la distribución potencial. BIOCLIM define el nicho ecológico como un hiperespacio delimitado que encierra todos los registros de la especie en el espacio climático (Busby, 1991).

6.4.2. GARP

Otro método utilizado para modelar la distribución potencial de *O. chrysogaster* en las cuencas del Sinaloa y Culiacán fue el método de GARP para lo cual se utilizó la aplicación Desktop Garp, (http://www.nhm.ku.edu/desktopgarp/).

Este modelo busca correlaciones no aleatorias de las características ecológicas de las localidades de muestreo con localidades tomadas al azar de la región considerada, desarrollando una serie de reglas que reflejan los factores ambientales asociados con la presencia de la especie. Funciona iterativamente aplicando distintas reglas de modelado, generando y evaluando en cada cálculo un modelo de distribución binario distinto. Un procedimiento común en la metodología de GARP es separar un 50% de las localidades para una prueba externa de la calidad del modelo (Peterson *et al.*, 2006), pero en este estudio se usó el 100% de los datos de ocurrencia y el programa Desktop Garp se parametrizó con un total de 100 modelos independientes con un máximo de 1000 iteraciones, con un límite de convergencia de 0.01 (e.g. cuando los cambios en las reglas no aportan más al desempeño del modelo). Adicionalmente, el algoritmo selecciona al azar 1250 celdas de pseudoausencia, de áreas donde la presencia de la especie es desconocida y muestrea los datos de presencia para crear un conjunto de 1250 puntos de presencia conocidas.

De los mapas generados se obtuvieron los diez mejores (BestSubsets), con base en sus errores de omisión del 10% (es decir, el área en donde la especie está presente pero el modelo no predice su presencia) y de comisión del 50% (es decir, el área en donde la especie no está presente y el modelo predice su presencia). De acuerdo con lo propuesto por Anderson (2003), de los diez mejores mapas de los modelos de distribución potencial se generó un mapa consenso (suma de los mapas) para producir un mapa compuesto de la distribución geográfica potencial con ayuda de ArcGIS 10. Es decir, el mapa final tiene valores de 0 a 10, en donde los valores de 0 son áreas en donde todos los modelos coinciden en que la especie está ausente, 10 significa que todos los modelos predicen la presencia de la especie, 5 indica que la mitad de los modelos predijeron la presencia de la especie en esas áreas. La predicción final se proyectó en un mapa (raster) y se interpreta como la distribución

potencial de la especie. Al mapa consenso (0 a 10) obtenido se le carga la capa con los puntos de los sitios de recolecta de truchas para extraer el valor del mapa y saber qué punto cae en el mapa con el valor más bajo y hacer una reclasificación para obtener un mapa de distribución potencial final, el nuevo mapa que se generó tiene valores de 0 y 1, en donde los valores de 0 son áreas en donde la especie está ausente y 1 significa la presencia de la especie en esas áreas.

Este mapa final no necesariamente representa la distribución de la especie, sino la distribución geográfica de las condiciones ambientales modeladas como aptas para la especie (Soberón y Peterson, 2005).

6.4.3. MAXENT

Para el modelado de la distribución de las especies, las localidades de ocurrencia sirven como los puntos de muestreo, la región geográfica de interés es el espacio donde la distribución será definida y las características son las variables ambientales (Phillips *et al.,* 2004). Utilizando los parámetros definidos por defecto en el programa, se empleó el 100% de los datos de ocurrencia para la formación del modelo. Durante este proceso, MAXENT está generando una distribución de probabilidad sobre los píxeles del GRID, empezando por una distribución uniforme y de forma iterativa, mejorando el ajuste de la distribución a los datos de muestreo. La probabilidad asignada por el modelo a cada píxel es generalmente muy pequeña, dado que la suma de los valores totales del GRID debe de ser 1 (Phillips *et al., 2006*). De acuerdo con Peterson *et al.,* (2012), el resultado que arroja el modelado con MAXENT es bajo el formato de salida ASCII por defecto logístico, el cual proporciona una estimación de la probabilidad de presencia entre valores que van de 0 a 1 (Phillips *et al.,* 2014), que indican la probabilidad de encontrar las condiciones ambientales apropiadas para la especie en un área geográfica determinada (Phillips *et al., 2006*).

Para obtener el mapa de distribución potencial final, se convierte el mapa de formato ASCII a RASTER y se elige el valor mínimo de presencia (minimum training presence) que se puede encontrar en el archivo HTML generado en los resultados de MAXENT, posteriormente se hace una reclasificación de los valores igual o mayor al valor mínimo de presencia se considera como presencia (1) y todo los valores por debajo de este se considera ausencia (0), para obtener como resultado un mapa binario, todo este proceso se realizó con las herramientas con las que cuenta el programa ArcGIS 10.

6.5. Validación de la capacidad predictiva de los modelos

Para evaluar la capacidad predictiva de las diferentes métodos de modelación mencionados anteriormente se aplicó un método estadístico de remuestreo conocido como Jackknife, el cual es apropiado cuando se tiene menos de 25 registros de ocurrencia (Pearson *et al*., 2007).

Con el procedimiento de Jackknife, cada una de las localidades se remueve una vez del grupo de datos y se construye el modelo usando las localidades restantes *n*-1. Por lo tanto, para una especie con *n* número de observaciones, se construyeron *n* números de modelos por separado para la prueba. Si la capacidad del modelo es buena, este debe incluir dentro del área de predicción la localidad que fue eliminada. Una vez que se conoce el número de éxitos que obtuvo el modelo respecto a las localidades que logró predecir, se calcula el valor de probabilidad *p*, para conocer el grado de significancia de la prueba con un método binomial, este análisis se realizó con un programa ejecutable (pValueCompute) desarrollado por el Centro de Investigación en Matemáticas, A.C. (CIMAT), (Pearson *et al*., 2007). Para permitir una evaluación estandarizada de todos los modelos, las predicciones se expresaron como mapas binarios (1/0) presencia-ausencia (Tsoar *et al*., 2007).

Todos los modelos (BIOCLIM, GARP y MAXENT) utilizados se sometieron a prueba de acuerdo al método anterior.

7. RESULTADOS

7.1. Registro histórico y nuevos registros de presencia de *O. chrysogaster* en la zona de estudio

7.1.1. Registro histórico

Se obtuvieron un total de 14 registros históricos de *O. chrysogaster* para las cuencas del Sinaloa (7) y Culiacán (7) (TABLA 5).

TABLA 5. Registros históricos de ocurrencias conocidas de *O. chrysogaster*, obtenidas de bases de datos pública internacionales. CAS = California Academy of Sciences, IBUNAM = Instituto de Biología en la Universidad Nacional Autónoma de México, ND = no determinado, UABC = Universidad Autónoma de Baja California, UAIC = The University of Alabama Ichthyological Collection.

Id	Cuenca	Institución	Número Catálogo	Colecta	Latitud	Longitud	Altitud (m)
1	Sinaloa	CAS	20708	1953	26.058333	-107.033333	2630
2	Sinaloa	IBUNAM	13505	1997	25.917000	-106.967000	2580
3	Sinaloa	ND	ND	2008	26.059200	-107.032000	2620
4	Sinaloa	UABC	11881368	2001	26.055556	-107.025861	2640
5	Sinaloa	UAIC	ND	2007	25.994600	-106.768433	2540
6	Sinaloa	UAIC	ND	2007	25.994600	-106.768433	2540
7	Sinaloa	UAIC	ND	2008	25.992950	-107.022767	2430
8	Culiacán	CAS	20709	1953	25.930000	-106.390000	2660
9	Culiacán	CAS	41656	1953	25.930000	-106.390000	2660
10	Culiacán	CAS	85226	1953	25.546700	-106.951600	2430
11	Culiacán	IBUNAM	13163	1997	25.807850	-106.681830	2470
12	Culiacán	UABC	11751375	2001	25.804833	-106.678389	2470
13	Culiacán	UABC	11871375	2001	25.804833	-106.678389	2470
14	Culiacán	UAIC	ND	2007	25.886600	-106.711380	2520

7.1.2. Nuevos registros

Además se obtuvieron 11 nuevos registros de *O. chrysogaster*, en cuatro salidas de colectas a diferentes ríos y arroyos localizados en la SMO en los estados de Durango y Chihuahua, de los cuales siete se registraron para la cuenca del Sinaloa y cuatro para Culiacán. Esta información se presenta en la TABLA 6, en las que se omiten los registros correspondientes a institución y número de catálogo, debido a que los ejemplares no han sido incorporados a ninguna colección científica, o solo se cuenta con el registro de la localidad y material para la identificación a nivel de especie y otros estudios sobre la genética y biología de la especie (tejidos e individuos fijados).

TABLA 6. Nuevos registros de ocurrencias conocidas de *O. chrysogaster*, obtenidas en diferentes campañas de muestreos. ND = no determinado.

Id	Cuenca	Institución	Número Catálogo	Colecta	Latitud	Longitud	Elevación (m)
1	Sinaloa	ND	ND	2014	26.059064	-107.032740	2620
2	Sinaloa	ND	ND	2014	25.991113	-107.014424	2430
3	Sinaloa	ND	ND	2014	25.989647	-106.981511	2330
4	Sinaloa	ND	ND	2014	25.971302	-106.950394	2320
5	Sinaloa	ND	ND	2014	25.983909	-106.955124	2260
6	Sinaloa	ND	ND	2014	26.081049	-107.042495	2480
7	Sinaloa	ND	ND	2014	26.015045	-107.041856	2640
8	Culiacán	ND	ND	2014	25.104772	-106.140702	2580
9	Culiacán	ND	ND	2014	25.143096	-106.125728	2470
10	Culiacán	ND	ND	2014	25.160993	-106.119366	2430
11	Culiacán	ND	ND	2014	25.166090	-106.126565	2450

La base de datos depurada consistió de un total de 20 registros (TABLA 7), 11 registros para la cuneca del río Sinaloa y nueve para el Culiacán.

TABLA 7. Registros de ocurrencias para *O. chrysogaster*, parte de los datos obtenidos del grupo Truchas Mexicanas. http://www.utexas.edu/tmm/tnhc/fish/research/truchas_mexicanas/ y diferentes campañas de muestreos. CAS = California Academy of Sciences, IBUNAM = Instituto de Biología en la Universidad Nacional Autónoma de México, ND = no determinado, UABC = Universidad Autónoma de Baja California, UAIC = The University of Alabama Ichthyological Collection.

Id	Cuenca	Institución	Número Catálogo	Colecta	Latitud	Longitud	Elevación (m)
1	Sinaloa	CAS	20708	1953	26.058333	-107.033333	2630
2	Sinaloa	UABC	11881368	2001	26.055556	-107.025861	2640
3	Sinaloa	UAIC	ND	2007	25.994600	-106.768433	2540
4	Sinaloa	UAIC	ND	2008	25.992950	-107.022767	2430
5	Sinaloa	ND	ND	2014	26.059064	-107.032740	2620
6	Sinaloa	ND	ND	2014	25.991113	-107.014424	2430
7	Sinaloa	ND	ND	2014	25.989647	-106.981511	2330
8	Sinaloa	ND	ND	2014	25.971302	-106.950394	2320
9	Sinaloa	ND	ND	2014	25.983909	-106.955124	2260
10	Sinaloa	ND	ND	2014	26.081049	-107.042495	2480
11	Sinaloa	ND	ND	2014	26.015045	-107.041856	2640
12	Culiacán	CAS	85226	1953	25.546700	-106.951600	2430
13	Culiacán	CAS	41656	1953	25.930000	-106.390000	2660
14	Culiacán	IBUNAM	13163	1997	25.807850	-106.681833	2470
15	Culiacán	UABC	11751375	2001	25.804833	-106.678389	2470
16	Culiacán	ND	ND	2007	25.886600	-106.711380	2520
17	Culiacán	ND	ND	2014	25.104772	-106.140702	2580
18	Culiacán	ND	ND	2014	25.143096	-106.125728	2470
19	Culiacán	ND	ND	2014	25.166090	-106.126565	2450
20	Culiacán	ND	ND	2014	25.160993	-106.119366	2430

7.2. Caracterización física de la zona

7.2.1. Delimitación de las cuencas y curvas de nivel

Las curvas de nivel para altitudes ≥ 1500 msnm para las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán se muestra en la Figura 8.

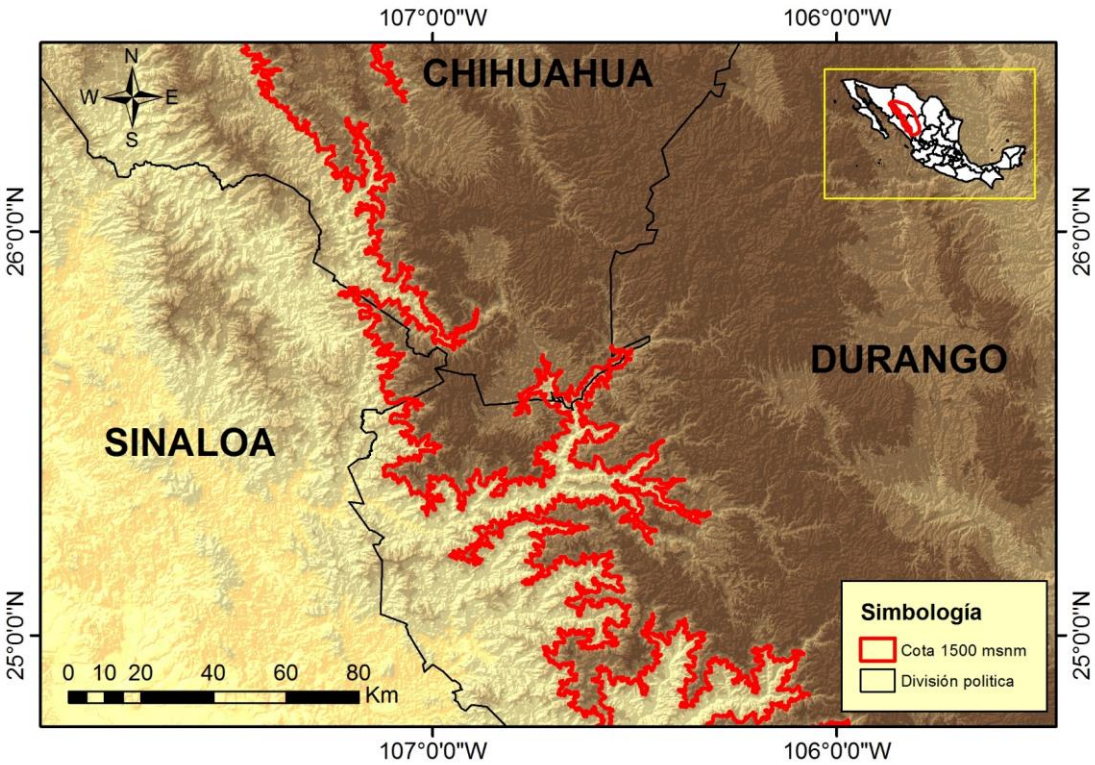

Figura 8. Curva de nivel de las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán a altitud de 1500 msnm.

Mientras que la delimitación y localización de las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán a altitudes ≥ 1500 msnm se muestra en la Figura 9, con esa cota de altitud, la superficie total del área de estudio fue de 9020 km^2, con la cuenca del río Culiacán con una mayor superficie, totalizando 6980 km^2, mientras que la cuenca del río Sinaloa ocupó un total de 2040 km^2.

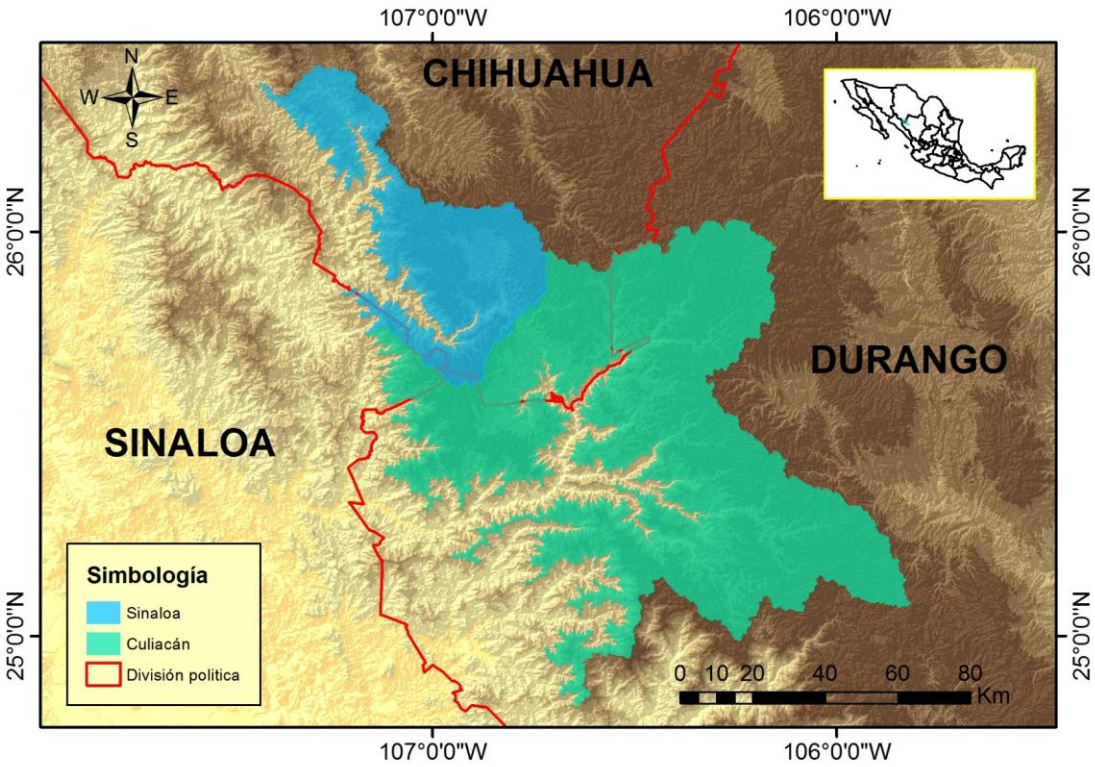

Figura 9. Área ocupada por las cuencas del Sinaloa y Culiacán acotadas a altitudes ≥ 1500 msnm.

7.2.2. Red de drenaje

Se obtuvo una longitud total aproximada de 5462 km para la red de drenaje para las dos cuencas de interés. La cuenca que presentó una mayor longitud en su red de drenaje fue la del río Culiacán con una longitud total de 4259 km y la cuenca del río Sinaloa presentó un total de 1203 km (Fig. 10). El valor de umbral que se eligió del sitio donde inicia el arroyo (El Desecho) para crear la red de drenaje para ambas cuencas dio como resultado una red de drenaje que coincide con los ríos principales descargados del portal de internet de INEGI, además de que el 100% de los nuevos registros de ocurrencias conocidas de *O. chrysogaster* coinciden con la red de drenaje obtenida (Fig. 10).

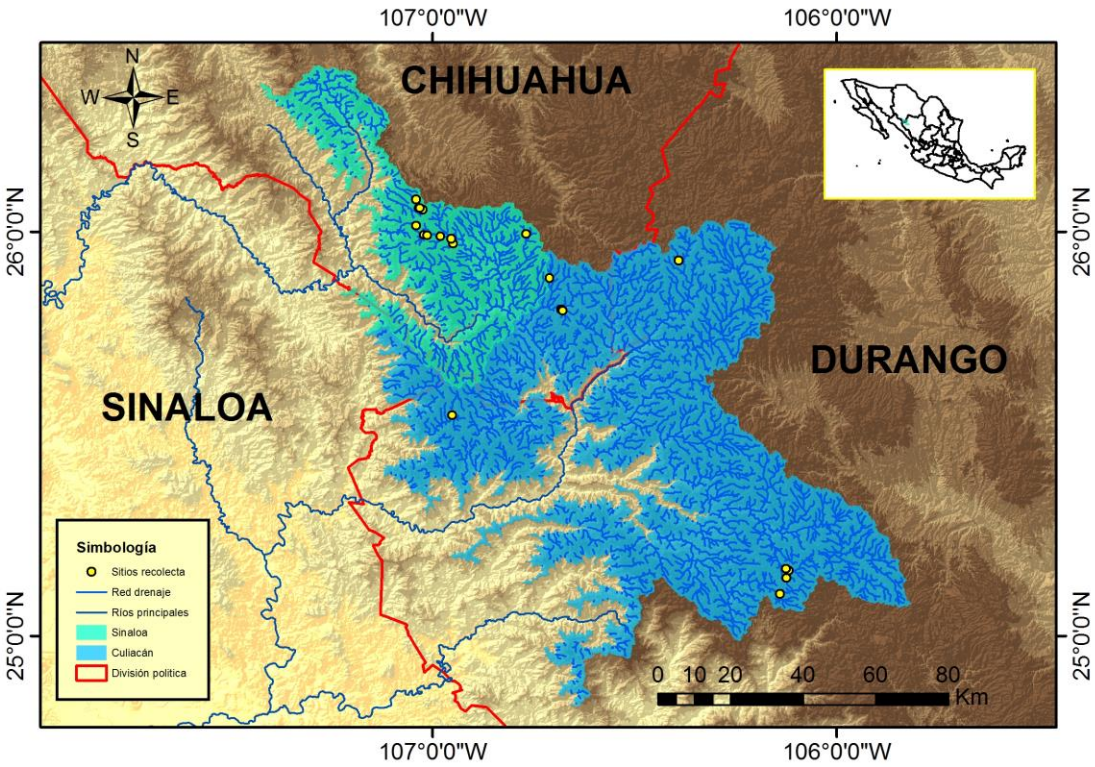

Figura 10. Red de drenaje de las cuencas del Sinaloa y Culiacán en el área de estudio.

La obtención de los órdenes de cauce para la red de drenaje de las cuencas sumó un total aproximado de 5500 km de arroyos y ríos que van del orden de 1 a 5, siendo aquellos del orden 1, los de mayor longitud en ambas cuencas (TABLA 8).

TABLA 8. Longitud de los órdenes de cauce para la red de drenaje de las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán.

Orden de cauce	Longitud (km)
1	2850
2	1529
3	639
4	297
5	147
Suma	5462

Se identificaron los valores de orden de cauce (Fig. 11) para los 20 sitios de recolecta, siendo el valor de orden 2 el que se presentó en 13 sitios de

recolectas, el valor de orden 3 se presentó en 5 sitios y con valor de orden 1 solo se presentó en 2 sitios (TABLA 9).

TABLA 9. Valor de los órdenes de cauce para los sitios de recolecta de *O. chrysogaster*, en las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán.

Id	Cuenca	Arroyo	Colecta	Latitud	Longitud	Elevación (m)	Orden de cause
1	Sinaloa	Casa Quemada	1953	26.058333	-107.033333	2630	2
2	Sinaloa	Casa Quemada	2001	26.055556	-107.025861	2640	1
3	Sinaloa	Rancho de El Medio	2007	25.994600	-106.768433	2540	2
4	Sinaloa	El Soldado	2008	25.992950	-107.022767	2430	2
5	Sinaloa	Mancheras	2014	26.059064	-107.032740	2620	2
6	Sinaloa	El Soldado	2014	25.991113	-107.014424	2430	2
7	Sinaloa	Osera	2014	25.989647	-106.981511	2330	3
8	Sinaloa	Hondo	2014	25.971302	-106.950394	2320	2
9	Sinaloa	Baluarte	2014	25.983909	-106.955124	2260	3
10	Sinaloa	Potrero	2014	26.081049	-107.042495	2480	2
11	Sinaloa	San Miguel	2014	26.015045	-107.041856	2640	1
12	Culiacán	Río Verde	1953	25.546700	-106.951600	2430	3
13	Culiacán	Dulces Nombres	1953	25.930000	-106.390000	2660	2
14	Culiacán	Agua Blanca	1997	25.807850	-106.681833	2470	2
15	Culiacán	La Mesa	2001	25.804833	-106.678389	2470	2
16	Culiacán	Santa Rosa	2007	25.886600	-106.711380	2520	2
17	Culiacán	San Juan del Negro	2014	25.104772	-106.140702	2580	2
18	Culiacán	El Desecho	2014	25.143096	-106.125728	2470	2
19	Culiacán	El Río I	2014	25.166090	-106.126565	2450	3
20	Culiacán	El Río II	2014	25.160993	-106.119366	2430	3

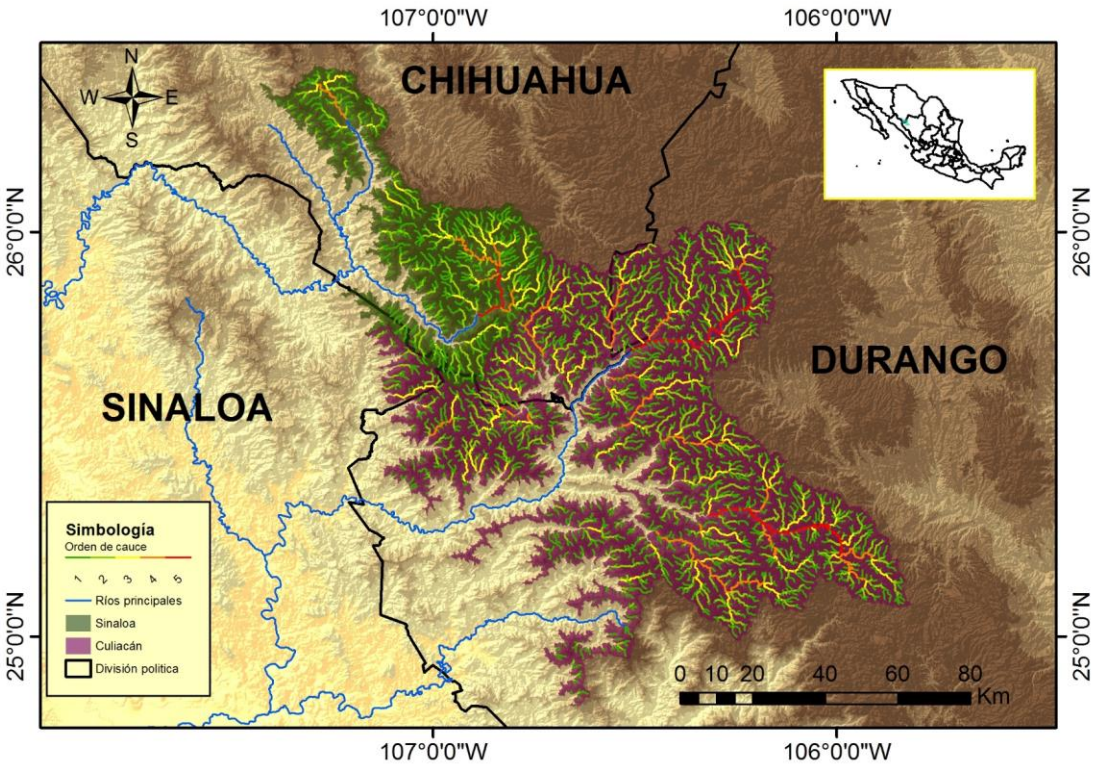

Figura 11. Ordenes de cauce de las cuencas del Sinaloa y Culiacán en el área de estudio.

7.2.3. Variables ambientales y topográficas

El resultado de la matriz de correlación entre el total de variables (TABLA 10), permitió realizar la selección de las que se incorporaron al análisis, quedando finalmente once que aportan información relevante para el modelado de la distribución de la especie. Las variables seleccionadas fueron temperatura media anual (BIO1), rango de temperatura media diurna (BIO2), temperatura máxima del mes más cálido (BIO5), temperatura mínima del mes más frío (BIO6), precipitación del mes más seco (BIO14), estacionalidad de la precipitación (BIO15), precipitación media del trimestre más húmedo (BIO16), precipitación media del trimestre más seco (BIO17), precipitación media del trimestre más cálido (BIO18), precipitación media del trimestre más frío (BIO19) y altitud (alt). Adicionalmente se incluyó la variable del Índice Compuesto Topográfico del proyecto HYDRO1k (Martínez-Meyer, com. Pers. 2014).

TABLA 10. Matriz de valores de coeficiente de correlación y valor de P entre las distintas variables ambientales de WorldClim acotadas a la región geográfica definida por las coordenadas extremas 24°45’ y 26°29’N, 107°28’ y 105°44’W.

	bio01	**bio02**	**bio03**	**bio04**	**bio05**	**bio06**	**bio07**	**bio08**	**bio09**	**bio10**	**bio11**	**bio12**	**bio13**	**bio14**	**bio15**	**bio16**	**bio17**	**bio18**	**bio19**	**alt**
bio01		-0.286	-0.332	-0.217	0.786	0.8	-0.251	**0.949**	**0.977**	**0.955**	**0.989**	0.114	0.15	-0.729	-0.137	0.025	-0.436	-0.082	0.401	-0.984
p-valor		0.221	0.153	0.359	4.06E-05	0.001	0.286	**1.94E-10**	**1.60E-13**	**6.41E-11**	**1.56E-16**	0.631	0.529	0.001	0.564	0.914	0.054	0.732	0.079	7.51E-15
bio02			**0.915**	**0.965**	0.359	-0.799	**0.992**	0.024	-0.445	0.005	-0.374	-0.272	0.113	0.679	0.792	0.036	-0.294	0.291	-0.525	0.443
p-valor			**1.6E-08**	**7.0E-12**	0.12	0.001	**2.11E-17**	0.92	0.0491	0.981	0.104	0.246	0.634	0.001	0.001	0.879	0.208	0.213	0.017	0.05
bio03				0.817	0.232	-0.754	0.866	-0.033	-0.497	-0.074	-0.381	0.001	0.345	0.799	0.812	0.295	-0.046	0.44	-0.322	0.469
p-valor				0.001	0.326	0.001	7.87E-07	0.89	0.026	0.756	0.097	0.995	0.136	0.001	0.001	0.207	0.845	0.052	0.167	0.037
bio04					0.427	-0.748	**0.987**	0.077	-0.349	0.075	-0.328	-0.462	-0.074	0.527	0.723	-0.163	-0.467	0.118	-0.662	0.368
p-valor					0.061	0.001	**1.00E-15**	0.745	0.132	0.754	0.157	0.04	0.755	0.0169	0.001	0.492	0.037	0.621	0.001	0.111
bio05						0.261	0.4	**0.93**	0.673	**0.931**	0.711	-0.149	0.131	-0.313	0.334	-0.043	-0.667	0.045	-0.005	-0.671
p-valor						0.266	0.08	**2.97E-09**	0.001	**2.73E-09**	0.001	0.531	0.583	0.179	0.151	0.856	0.001	0.85	0.983	0.001
bio06							-0.78	0.578	0.879	0.59	0.854	0.291	0.072	-0.854	-0.555	0.046	-0.055	-0.189	0.612	-0.889
p-valor							0.001	0.007	3.33E-07	0.006	0.001	0.213	0.76	0.001	0.011	0.845	0.818	0.424	0.004	1.67E-07
bio07								0.053	-0.398	0.043	-0.35	-0.373	0.015	0.609	0.743	-0.072	-0.38	0.209	-0.584	0.409
p-valor								0.823	0.082	0.856	0.13	0.106	0.948	0.004	0.001	0.761	0.098	0.377	0.006	0.074
bio08									0.869	**0.996**	**0.915**	0.079	0.241	-0.519	0.125	0.086	-0.512	0.042	0.286	-0.882
p-valor									6.69E-07	**1.10E-20**	**1.62E-08**	0.741	0.307	0.0191	0.601	0.717	0.021	0.859	0.222	2.67E-07
bio09										0.884	**0.972**	0.044	0.006	-0.842	-0.308	-0.097	-0.431	-0.223	0.383	-0.991
p-valor										2.27E-07	**1.02E-12**	0.856	0.979	0.001	0.187	0.681	0.058	0.345	0.095	2.81E-17
bio10											**0.916**	0.027	0.183	-0.557	0.097	0.029	-0.552	-0.014	0.246	-0.892
p-valor											**1.51E-08**	0.911	0.44	0.01	0.682	0.901	0.011	0.952	0.296	0.001
bio11												0.229	0.222	-0.725	-0.188	0.113	-0.322	-0.035	0.515	-0.988
p-valor												0.332	0.346	0.001	0.426	0.636	0.166	0.884	0.020	4.04E-16
bio12													**0.91**	0.191	0.081	**0.938**	0.756	0.656	0.843	-0.154
p-valor													**2.55E-08**	0.42	0.734	**1.07E-09**	0.001	0.002	0.001	0.516
bio13														0.365	0.422	**0.973**	0.57	0.764	0.67	-0.123
p-valor														0.114	0.063	**7.35E-13**	0.009	0.001	0.001	0.607
bio14															0.564	0.396	0.4	0.479	-0.172	0.809
p-valor															0.009	0.084	0.08	0.033	0.469	0.001
bio15																0.417	-0.184	0.329	-0.358	0.248
p-valor																0.067	0.436	0.157	0.121	0.292
bio16																	0.64	0.723	0.636	-0.024
p-valor																	0.002	0.001	0.003	0.92
bio17																		0.561	0.611	0.36
p-valor																		0.01	0.004	0.119
bio18																			0.493	0.133
p-valor																			0.027	0.576
bio19																				-0.45
p-valor																				0.046
alt																				

7.3. Modelado

Si bien se trata de una especie acuática, las diferentes aproximaciones de modelado se desarrollaron sobre toda la superficie del área de estudio y no sólo sobre los cuerpos de agua, por lo anterior los mapas muestran una aproximación de la distribución potencial de la especie.

Conforme a lo anterior, las tres aproximaciones aplicadas en el modelado presentaron resultados gráficos distintos, lo que también se traduce en distintas extensiones de terreno, existiendo mayor afinidad en los resultados obtenidos con GARP y MAXENT, comparativamente con los resultados generados con BIOCLIM.

7.3.1. BIOCLIM

Con esta primera aproximación Bioclim generó un mapa con valores que fueron clasificados de acuerdo a su aptitud ambiental para la distribución de *O. chrysogaster,* dividiéndose el área geográfica en seis categorías de acuerdo a la distribución estadística observada. Las áreas quedan clasificadas como No aptas; Baja aptitud (percentil 0 - 2.5); Aptitud media (percentil 2.5 - 5); Aptitud alta (percentil 5 - 10); Aptitud muy alta (percentil 10 - 20); Excelente (percentil 20 - 35) (Fig. 12).

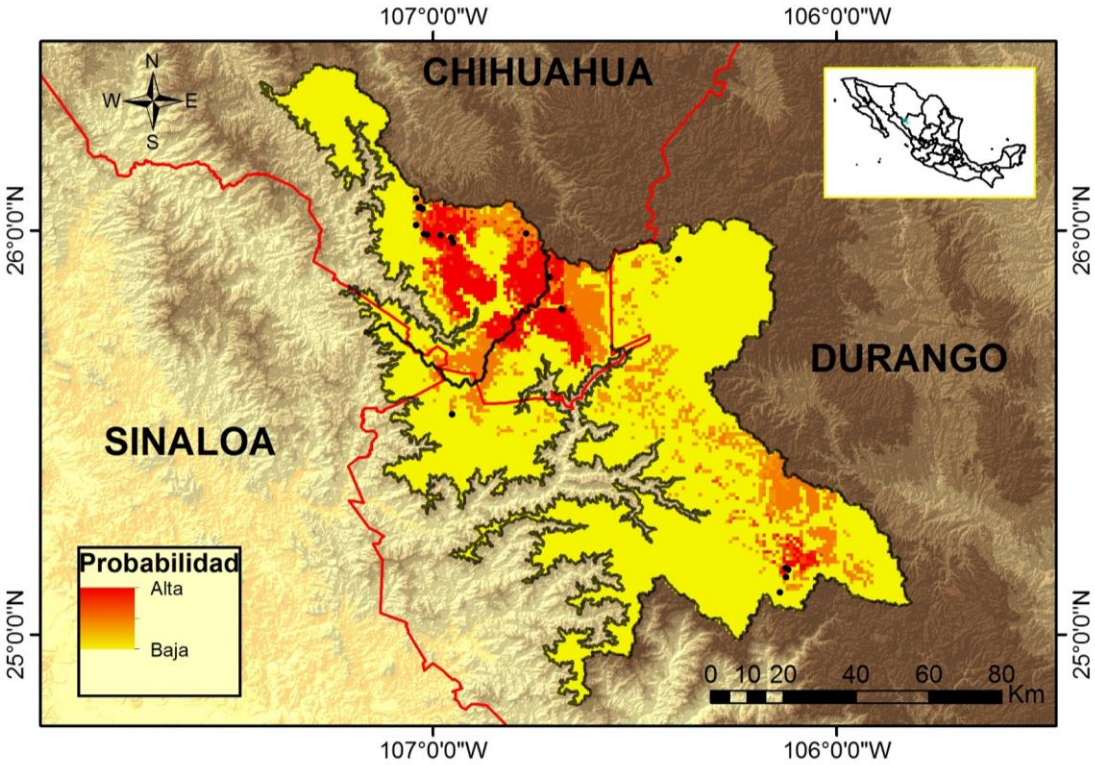

Figura 12. Distribución potencial de *O. chrysogaster* generada a partir del modelo probabilístico en BIOCLIM en las cuencas del Sinaloa y Culiacán en el área de estudio.

La modelación con Bioclim generó un área de distribución potencial comparativamente menor a la de los otros métodos aplicados. Pese a esta menor extensión, los 20 puntos asociados con presencia de la especie utilizados para el modelado quedaron dentro del área modelada con BIOCLIM con una superficie aproximadamente de 257,700 ha (aproximadamente 30% del área de estudio) (Fig. 13).

En la figura 13 se observó que hay mayores posibilidades de localizar a la especie en la zona de contacto entre las cuencas del río Sinaloa y del Culiacán a altitudes > 2200 msnm, si bien para este último las posibilidades de localizar a la especie se extienden hacia el sur, en el estado de Durango, en áreas que tienen características ambientales compatibles con la distribución de la especie.

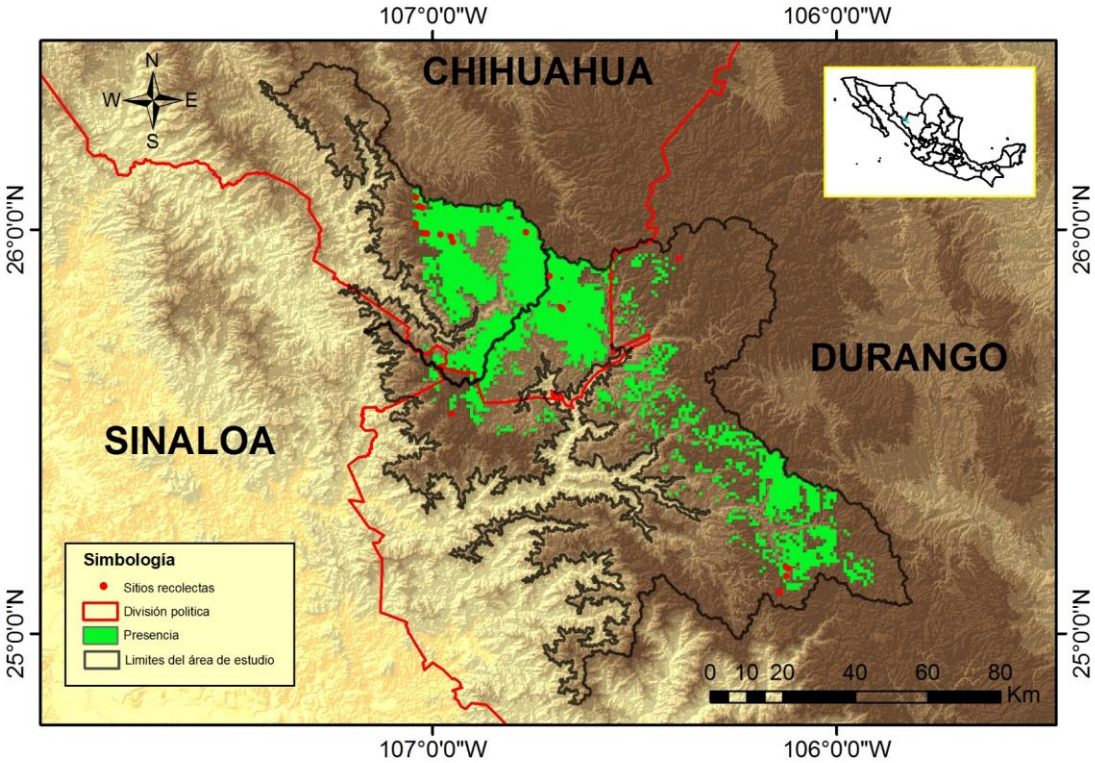

Figura 13. Distribución potencial de *O. chrysogaster* generada a partir del modelo binario en BIOCLIM en las cuencas del Sinaloa y Culiacán en el área de estudio.

7.3.2. GARP

De los diez mejores mapas obtenidos, se generó un mapa consenso (Fig. 14), para producir un mapa compuesto de la distribución geográfica potencial, los valores del mapa van de 0 a 10, donde 10 significa que todos los modelos coinciden en predecir a la especie.

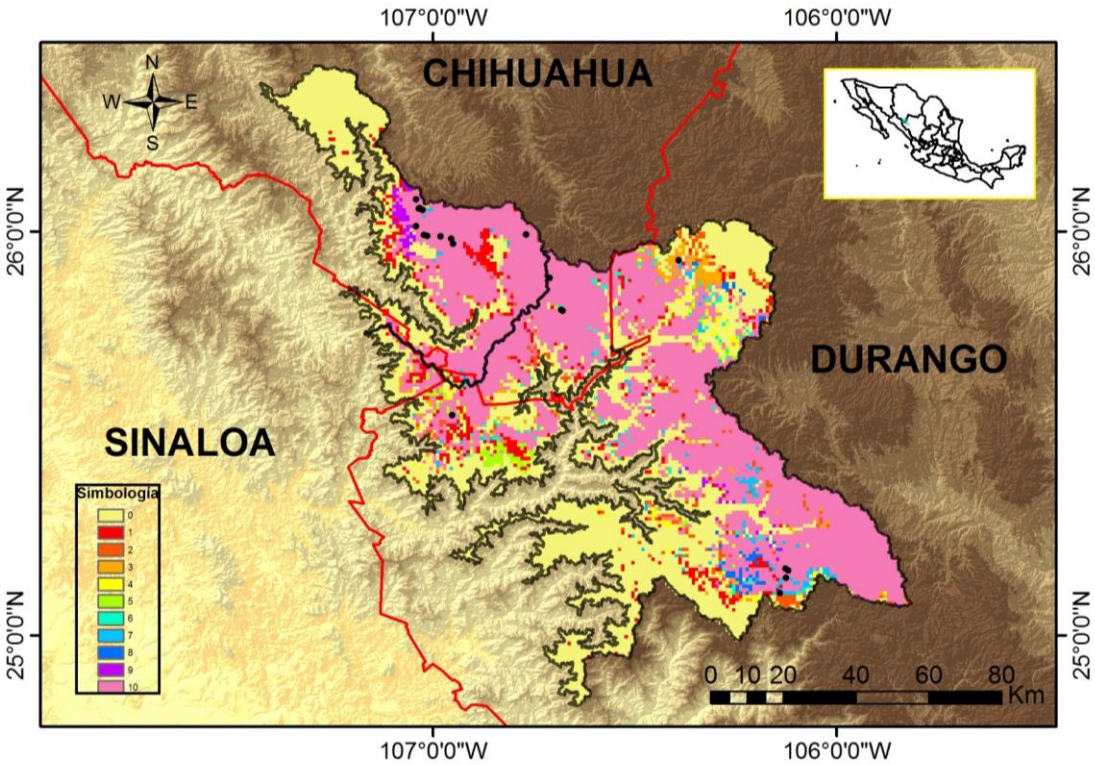

Figura 14. Distribución potencial de *O. chrysogaster* generada a partir de la suma de mapas de los diez mejores modelo de GARP en las cuencas del Sinaloa y Culiacán en el área de estudio.

Con esta segunda aproximación metodológica, el modelado del área potencial de distribución muestra un área de distribución mayor al doble de la generada previamente con BIOCLIM (602,900 ha) aproximadamente 67% del área de estudio. Los 20 puntos geográficos con registro de presencia de la especie para el modelado quedaron dentro del área modelada con GARP (Fig. 15), en esta figura se observó que hay mayores posibilidades de localizar a la especie a altitudes > 2000 msnm.

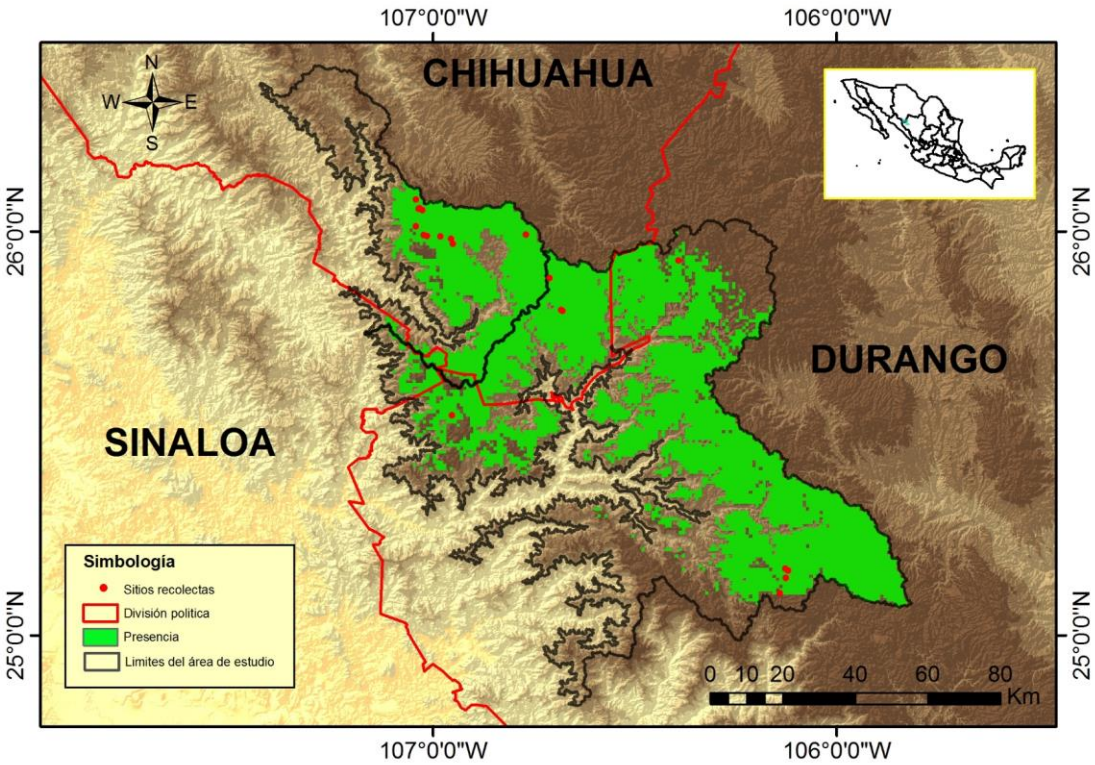

Figura 15. Distribución potencial de *O. chrysogaster* generada a partir del modelo GARP en las cuencas del Sinaloa y Culiacán en el área de estudio.

7.3.3. MAXENT

Con esta tercera aproximación, el modelado del área potencial de distribución incluye prácticamente la totalidad del área de las cuencas del Sinaloa y Culiacán acotadas a los límites de 1500 msnm (Fig. 16), discriminando escasamente al sur y al oeste de la cuenca del río Culiacán en esta figura se observó que hay una mayor posibilidad de localizar a la especie a altitudes > 1700 msnm en la cuenca del Sinaloa y > 2000 msnm para la cuenca del Culiacán (Fig. 17). Como en los casos anteriores, los 20 puntos asociados con presencia de la especie utilizados para el modelado quedaron dentro del área modelada con MAXENT, obteniéndose una superficie aproximada de 802,900 ha (aproximadamente 90% del área de estudio), con características ambientales compatibles con la distribución de la especie, siendo ésta más de

tres veces la extensión encontrada con el modelo generado por BIOCLIM y aproximadamente 30% superior a la generada por el algoritmo GARP.

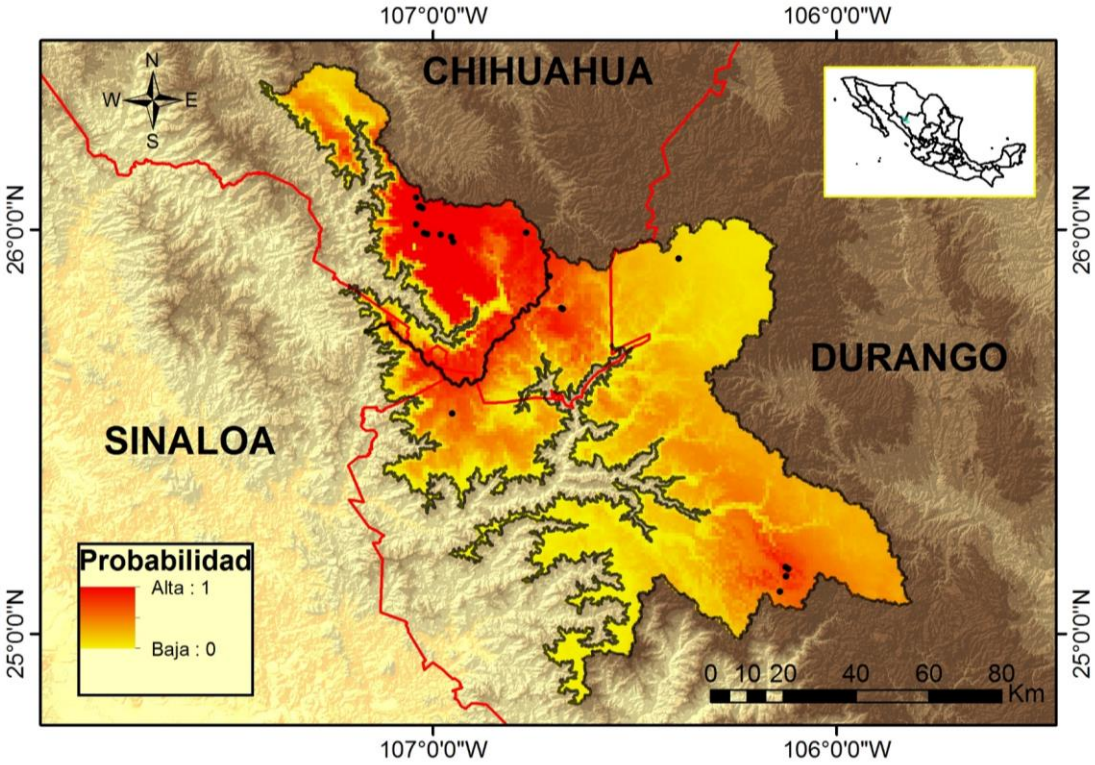

Figura 16. Aproximación a la distribución potencial de *O. chrysogaster* en las cuencas del Sinaloa y Culiacán en el área de estudio, modelada con MAXENT, salida logística.

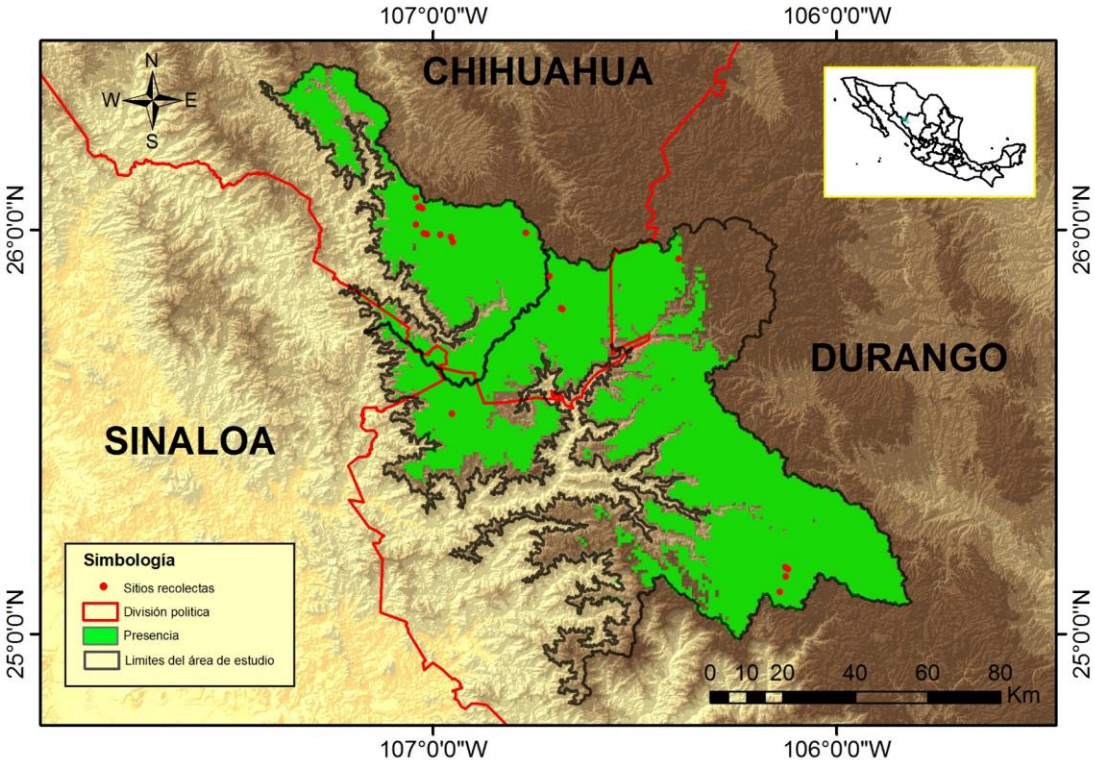

Figura 17. Distribución potencial de *O. chrysogaster* generada a partir del modelo MAXENT en las cuencas del Sinaloa y Culiacán en el área de estudio.

Adicionalmente a la salida gráfica, los resultados que proporciona MAXENT permiten conocer las variables que contribuyen más al modelo de distribución final, siendo la temperatura máxima del mes más cálido (BIO5, 23%), la de mayor contribución (TABLA 11).

Otras de las variables que contribuyeron de manera significativa a los resultados del modelo de *O. chrysogaster* (agrupando por categorías), estuvieron asociadas con la precipitación, particularmente la correspondiente a la media del trimestre más frío (BIO19, 18%), la del mes más seco (BIO14, 14%) y media del trimestre más cálido (BIO18, 12%), que en conjunto sumaron 44%, a los que se añaden los valores obtenidos por el Índice Compuesto Topográfico (CTI, 12%) y la Temperatura mínima del mes más frío (BIO6, 11%), con los que en total se obtuvo el 90%.

TABLA 11. Porcentaje de contribución de las variables ambientales para el modelo de distribución potencial obtenido con MAXENT de *O. chrysogaster*.

Variable	**Contribución (%)**
Temperatura máxima del mes más cálido (BIO5)	23
Precipitación media del trimestre más frío (BIO19)	18
Precipitación del mes más seco (BIO14)	14
Índice Compuesto Topográfico (CTI)	12
Precipitación media del trimestre más cálido (BIO18)	12
Temperatura mínima del mes más frío (BIO6)	11
Precipitación media del trimestre más húmedo (BIO16)	6
Estacionalidad de la precipitación (BIO15)	2
Precipitación media del trimestre más seco (BIO17)	2
Temperatura media anual (BIO1)	0
Rango de temperatura media diurna (BIO2)	0
Altitud (alt)	0

En la Figura 18 se puede observar las curvas de respuestas de las variables influyentes para este caso de estudio.

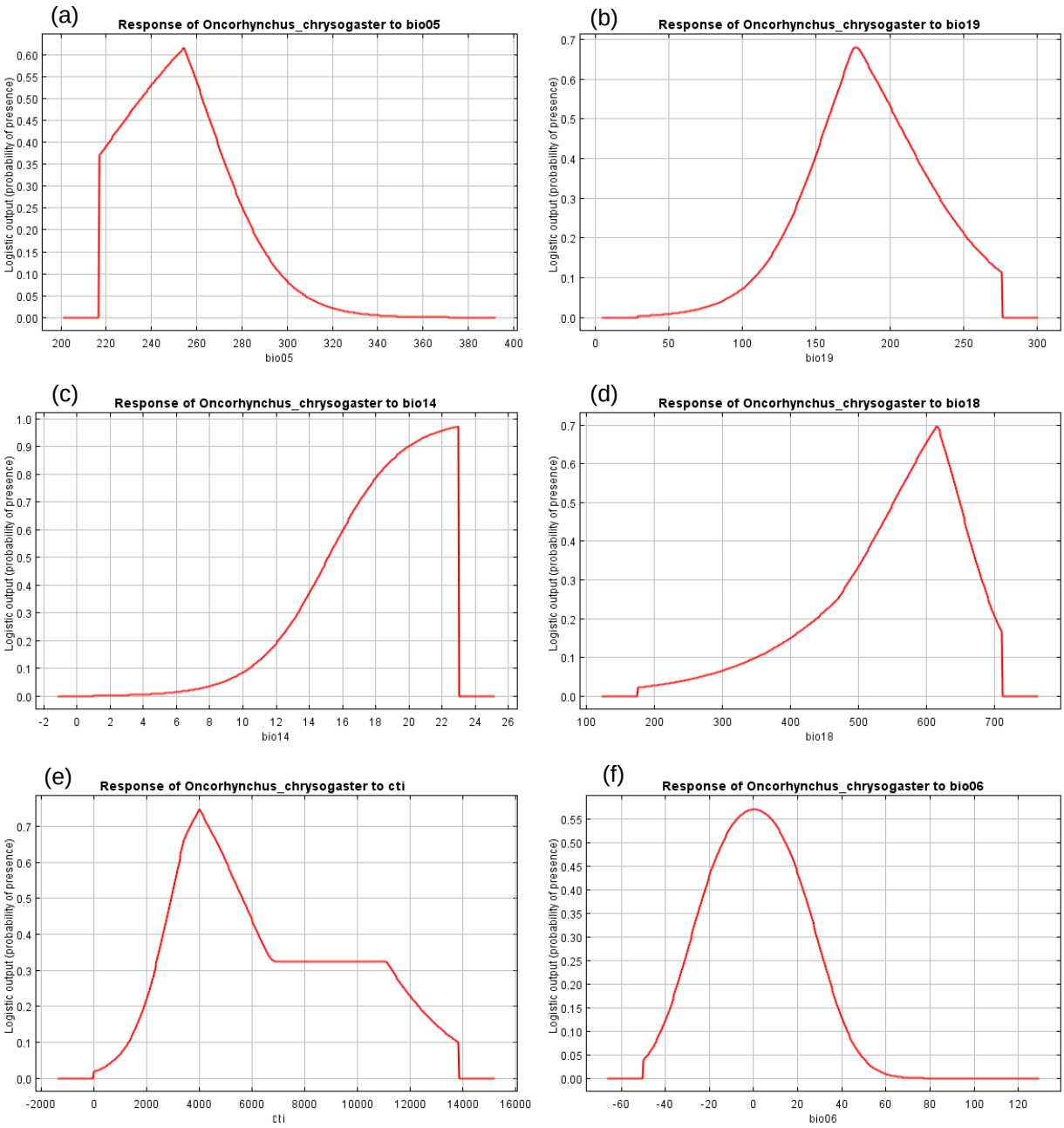

Figura 18. Diagramas de las curvas de respuesta de las variables que contabilizan el 90 % en la predicción de distribución potencial de *O. chrysogaster* en el área de estudio: (a) BIO5, (b) BIO19, (c) BIO14, (d) BIO18, (e) CTI, (f) BIO6. El eje de las “x” representa el rango de los valores para cada variable (temperatura, precipitación y topografía) y en el eje de las “y” es la probabilidad predicha de condiciones favorables, en formato logístico.

7.4. Validación de la capacidad predictiva de los modelos

El método de validación jackknife mostró que las tres aproximaciones aplicadas, fueron adecuadas considerando únicamente el *p*-valor de significancia del análisis (< 0.005). Sin embargo, el total de éxitos obtenidos por cada modelo (número de posiciones predichas positivamente) fue mayor para los modelos de GARP (95%) y MAXENT (90%), a diferencia del obtenido por el modelo BIOCLIM (50%), donde se obtuvo solo la mitad de los aciertos (TABLA 12).

TABLA 12. Sitios predichos y no predichos por las diferentes aproximaciones de modelado, aplicando el método de validación jackknife.

Id	Cuenca	Latitud	Longitud	BIOCLIM	GARP	MAXENT	Elevación (m)
1	Sinaloa	26.058333	-107.033333	1	1	1	2630
2	Sinaloa	26.055556	-107.025861	1	1	1	2640
3	Sinaloa	25.994600	-106.768433	0	1	1	2540
4	Sinaloa	25.992950	-107.022767	0	1	1	2430
5	Sinaloa	26.059064	-107.032740	1	1	1	2620
6	Sinaloa	25.991113	-107.014424	1	1	1	2430
7	Sinaloa	25.989647	-106.981511	1	1	1	2330
8	Sinaloa	25.971302	-106.950394	1	1	1	2320
9	Sinaloa	25.983909	-106.955124	0	1	1	2260
10	Sinaloa	26.081049	-107.042495	0	1	1	2480
11	Sinaloa	26.015045	-107.041856	0	1	1	2640
12	Culiacán	25.546700	-106.951600	0	1	1	2430
13	Culiacán	25.930000	-106.390000	0	0	0	2660
14	Culiacán	25.807850	-106.681833	0	1	1	2470
15	Culiacán	25.804833	-106.678389	1	1	1	2470
16	Culiacán	25.886600	-106.711380	1	1	1	2520
17	Culiacán	25.104772	-106.140702	0	1	1	2580
18	Culiacán	25.143096	-106.125728	1	1	1	2470
19	Culiacán	25.166090	-106.126565	0	1	0	2450
20	Culiacán	25.160993	-106.119366	1	1	1	2430

Las tres aproximaciones coinciden en no predecir el sitio de colecta identificado con el número 13, que de acuerdo con el registro histórico es uno de los más antiguos (1953) para la cuenca del río Culiacán como se puede observar en la TABLA 9. En general, GARP fue el método con mayor capacidad predictiva, ya que no predijo un sitio de los 20; seguido de MAXENT el cual dejó 2 sitios sin predecir, ambos en la cuenca del río Culiacán. Finalmente BIOCLIM, que

solamente predijo 10 sitios de un total de 20, dejo por igual cinco sitios del río Sinaloa y cinco del Culiacán, por lo que su tasa de éxito fue pobre. Esta situación sumada a las diferencias en la superficie predicha por cada aproximación de modelado, limitan el éxito predictivo del método que aplicó BIOCLIM.

Los resultados del test, con relación a los casos de éxito y valor de probabilidad (*p*), se incluyen en la TABLA 13, en general, la capacidad predictiva de los diferentes modelos fue buena.

TABLA 13. Porcentaje de éxito y significancia de la prueba jackknife aplicada a los modelos BIOCLIM, GARP y MAXENT para *O. chrysogaster* en las cuencas de Culiacán y Sinaloa.

		BIOCLIM		**GARP**		**MAXENT**	
Especie	No. De datos	% de éxito	*p*-valor	% de éxito	*p*-valor	% de éxito	*p*-valor
O. chrysogaster	20	**0.50**	0.000	**0.95**	0.000	**0.90**	0.000

8. DISCUSIÓN

8.1. Registros históricos y nuevos registros

En la actualidad existen varias técnicas asociadas con sistemas de información geográfica para estimar la distribución potencial de una especie mediante el modelado de su nicho ecológico, asociándola a registros de presencia y variables ambientales (Guisan y Thuiller, 2005; Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011). La principal limitante para la aplicación de estas técnicas es sin lugar a dudas la cantidad y calidad de los datos que registran la presencia de una especie determinada, los que mientras más numerosos y representativos de la distribución de la especie, garantizan un mejor modelado de su área natural de distribución.

Para la mayoría de las especies esta información es limitada, ya que es poco probable la asignación de un esquema de monitoreo en el tiempo para grupos cuya importancia comercial o ecológica sea reducida o mal comprendida, por lo que en ocasiones los reportes forman parte de listados taxonómicos de un área particular, con escasas repeticiones en el tiempo y que no necesariamente cuentan con datos precisos sobre su localización geográfica. Esto es aún más crítico cuando las especies cuenta con gran movilidad, se desplazan en grandes áreas con variedad de ambientes.

Sin embargo, los adelantos en la informática y la expansión y accesibilidad de los medios de comunicación, particularmente la Internet, ha favorecido la creación de depósitos de información de libre acceso, a través de los cuales es posible recuperar información relevante para este tipo de estudios.

De esta manera se ha convertido en un procedimiento común la obtención de datos de presencia de diversas especies, que se suman a la generación de datos de campo, con la ubicación precisa del registro de presencia de la especie mediante equipos de posicionamiento global (GPS).

El uso de repositorios de datos históricos y con un formato de información estandarizada, aunque son de gran utilidad por su fácil acceso, es criticado debido a que puede existir una interpretación taxonómica diferente de la actual y para los que en muchos casos la georreferenciación sólo se llevó a cabo de manera aproximada (Escalante *et al*., 2000). Independientemente del aspecto taxonómico, es también importante considerar la falta de registros de una especie en particular o su limitado registro, puede asociarse a un inadecuado esfuerzo de muestreo (Anderson, 2003).

El presente estudio no ha estado exento de dichas limitaciones y como resultado de una búsqueda exhaustiva relacionada con la trucha dorada mexicana (*O. chrysogaster*), se obtuvieron sólo 9 registros históricos obtenidos a partir de los repositorios de datos de acceso público, sumados a un total de 11 nuevos registros que se obtuvieron en las diferentes campañas de muestreos, dando un total de 20 para las dos cuencas del noroeste de México (Sinaloa y Culiacán) en las cuales de acuerdo a los antecedentes se distribuye de manera natural *O. chrysogaster* (Hendrickson et al., 2002; 2006; Espinosa *et al*., 2007). Los registros mencionados corresponden a un periodo de más de 60 años, a partir de 1953 como el registro más antiguo y hasta el 2014, con los resultados que corresponden al presente trabajo.

Considerando que la falta de información limita el conocimiento sobre la distribución de las especies, la opción de modelar con pocos registros de presencia, asociadas con variables ambientales represento la opción adecuada para obtener un conocimiento sobre la distribución potencial de la especie y con ello dirigir los esfuerzos de muestreos a ciertas áreas específicas.

8.2. Caracterización ambiental de la zona de estudio

Aunque el área de estudio se encuentra dentro del Noroeste de México, solo hay un estudio hidrológico que incluye la zona de las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán acotadas a altitudes ≥ 1500 msnm, destacando el trabajo de investigación realizado por Escalante-Sánchez (2012) en el que se incluyen 12 cuencas (Guzmán, Yaqui, Mayo, Conchos, Fuerte, Sinaloa, Culiacán, San Lorenzo, Piaxtla, Presidio, Baluarte y Acaponeta) acotadas a los 1500 msnm, las cuales ocupan una porción de área a lo largo de la SMO. Para cada cuenca se creó la red de drenaje y se obtuvieron sus respectivos valores de orden de cause. Sin embargo, a pesar de que la extensión del área de estudio es mayor en el trabajo antes mencionado, el presente estudio se diferencia por tener una mayor resolución en los modelos digitales de elevación ya que se usó una aproximación de 15 m para generar la red de drenaje y valor de orden de cauce, para las cuencas del Sinaloa y Culiacán, siendo el presente estudio el primer trabajo con una alta resolución para estas dos cuencas.

En referencia a trabajos realizados en regiones hidrológicas para otro estado con representación de la SMO, destacan las realizadas para el río San Pedro en Nayarit (Hernández-Guzmán, 2006; Hernández-Guzmán *et al*., 2008, 2009), donde se utilizó una metodología similar para la delimitación hidrográfica, habiéndose probado su utilidad en este tipo de modelos. Al respecto es importante destacar que la red de drenaje y ordenes de cauce para este estudio coincidió con los ríos principales de INEGI y el 95% de los sitios de ocurrencias utilizados para el proceso de modelado coinciden con los arroyos generados por el modelo, lo que da confiabilidad al resultado final obtenido.

En este estudio se observó que la mayoría de los registros de *O. chrysogaster* corresponden a cauces, principalmente de 2do orden (65%), 3er orden (25%) y de 1er orden (10%), Sin embargo, Escalante-Sánchez (2012) para las truchas nativas en la SMO identifico los valores de orden para 19 sitios

de recolecta de un total de 34, el valor más representativo fue el de 3er orden (37%), 1er orden (26%) y 2do orden (26%), ambos trabajos sitúan los sitios de recolecta para truchas en cauces con valores de orden de 1er, 2do y 3er orden, esto se puede deber al clima que se presentan donde están ubicados estos causes. De acuerdo con la clasificación Köppen modificado por García (1998) el clima en el área de serranías es templado, húmedo y moderadamente lluvioso y la vegetación consiste principalmente en bosques de pino y encino. Además el relieve que conforma la mayor parte de esta zona se puede encontrar elevaciones que varían de 1500 a 3350 metros de altitud y estas diferencias de alturas pueden modificar el clima, debido a que la temperatura disminuye 0.65 °C por cada 100 metros de altitud, existiendo la posibilidad de que esto sea una causa probable de la diferencias de porcentajes encontrados en ambos trabajos de investigación.

8.3. Variables influyentes

De acuerdo con Pliscoff y Fuentes-Castillo (2011), la selección de las variables es una etapa muy importante en el proceso de modelado de nicho ecológico y distribución potencial de especies, debido a que permiten identificar los requerimientos ambientales de una especie en una cierta región geográfica. La estrategia desarrollada para la selección del número adecuado de variables para su inclusión en los estudios de modelado, dependerá en gran medida del conocimiento de la biología de la especie. De acuerdo con Peterson *et al.,* (2012) cuando se usan pocas variables el modelo corre el riesgo de perder información importante y el resultado será una pobre caracterización del nicho, por otro lado usar un número excesivo de variables pueden conducir a distribuciones geográficas que pueden estar sub-representadas. Según De Pando y de Giles (2007) la información que aporta cada una de las variables es un factor determinante, pues puede añadir información redundante que pudiera modificar de alguna manera el mapa de distribución potencial final. Para solucionar este problema en el presente trabajo se utilizó el análisis de correlación para identificar el conjunto de variables menos correlacionadas y se

seleccionaron 11 capas ambientales (BIO1, BIO2, BIO5, BIO6, BIO14, BIO15, BIO16, BIO17, BIO18, BIO19) producto de la recopilación de 50 años de la variación estacional anual (Hijmans *et al*., 2005) y altitud derivada de un modelo de elevación digital obtenido de WorldClim, adicionalmente se incorporó al proceso de modelado la variable Índice Compuesto Topográfico la cual está estrechamente relacionada con el flujo de acumulación de agua y la pendiente del terreno, quedando solo las variables que aportaron mayor información para el proceso de modelado.

Por otra parte, la selección de variables explicativas se requiere considerar la jerarquía de factores que operan a diferentes escalas (Pearson y Dawson, 2003). Por lo tanto, las variables climáticas tales como la temperatura y precipitación son apropiadas a una escala global, continental y regional, pero a una escala local no hay una gran variación en el clima (Mackey y Lindenmayer, 2001; Wisz *et al*., 2013), mientras que a una escala local la topografía resulta ser importante (Draper *et al*., 2003; Pearson y Dawson, 2003). Sin embargo gracias al reciente desarrollo de modelos, junto a estas variables habitualmente utilizadas en el proceso de modelado de distribución, es cada vez más frecuente el uso de elementos dinámicos lo que permite aproximaciones cada vez más realistas.

Por lo anterior y de acuerdo con Ruiz-Luna *et al.,* (2013) se considera que existe una relación directa entre temperatura del agua y concentración de oxigeno con la temperatura ambiente y la cantidad de agua procedente de la precipitación ya que las truchas se ven favorecidas en su desarrollo por aguas frías, ricas en oxígeno disuelto, por otra parte, estudios realizados con anterioridad en las truchas nativas de la SMO por Escalante-Sánchez (2010) describen la influencia de la temperatura y precipitación sobre la diversidad genética de las truchas, el autor de este estudio señala que a una mayor temperatura las truchas nativas tienden a presentar valores más altos de

diversidad genética y la precipitación está estrechamente relaciona con la degradación del hábitat de las truchas.

8.4. Modelado y validación

Modelar la distribución potencial de especies acuáticas, empleando variables climáticas (temperatura y precipitación), altitud y topografía a escala regional en el área de estudio, conduce a la pregunta de si estas variables utilizadas fueron lo suficientemente informativas para el resultado final obtenido en los modelos. Para el presente estudio se eligió trabajar con la especie *O. chrysogaster*, en la cual existe escasa información que permita la delimitación de la misma. La SMO presenta una topografía variada, la cual la hace inaccesible y posiblemente esto sea la causa de los pocos estudios hechos en esta especie. La compleja topográfica permite la formación de pequeños cauces de cuerpos de agua, donde potencialmente pudiera encontrase a *O. chrysogaster* que hacen de éste un interesante caso de estudio en el tema de modelado de nicho y distribución potencial. A fin de incrementar las probabilidades de describir el área de distribución potencial de *O. chrysogaster* en las cuencas de los ríos Sinaloa y Culiacán, se acoto el área de estudios dentro de los límites verosímiles basados en la información disponible. La elección de los modelos BIOCLIM, GARP y MAXENT se hizo siguiendo la experiencia y resultados de otros autores que habían probado la efectividad de estos con relación al complejo de especies de salmónidos nativos del género *Oncorhynchus* que se distribuyen en las cuencas a lo largo de la SMO (Mayden, 2005; Ruiz-Luna *et al*., 2013). En este trabajo se modeló a *O. chrysogaster* con tres diferentes aproximaciones de modelado con pocos registros de presencia (20). Según Wisz *et al*., (2008), utilizar pocos datos de ocurrencias puede disminuir la potencia predictiva de los modelos, por lo cual los resultados deben interpretarse de forma conservadora, lo que ha sido tomado en cuenta en el presente trabajo dadas las diferencias observadas al comparar los distintos modelos.

Se ha establecido que con 30 registros por especie se pueden obtener modelos estadísticamente válidos (Wisz *et al*., 2008). Los máximos valores en el porcentaje de éxito obtenidos mediante la técnica de validación jackknife fueron observados para el modelo GARP, seguido por MAXENT, lo cual indican que ambos modelos predicen la distribución potencial de la especie mejor que BIOCLIM. Esta técnica ya se había probado con anterioridad por Pearson *et al*., (2007) en dos métodos de modelado (MAXENT y GARP), usando pocos registros de presencia (4, 5, 6, 7, 10, 11, 13, 15, 16 y 23) para comprobar la capacidad predictiva de los algoritmos. El rendimiento que estos autores encontraron al aplicar esta metodología fue que MAXENT logra una mayor tasa de éxitos, en estos casos MAXENT predijo un área más amplia de condiciones adecuadas en comparación de GARP. Los autores sugieren que con la técnica de jackknife los tamaños de muestras se pueden reducir a 5 si se utiliza MAXENT y en el caso de GARP al aumentarse el tamaño de muestra ≥ a 10 tiene el potencial de mejorar en gran medida al resultado de las pruebas de jackknife, esto fue justamente lo que sucedió en este estudio. Por su parte el método de BIOCLIM posee escaso poder predictivo cuando se usan pocos registros de ocurrencias.

9. CONCLUSIÓN

Se desarrolló una cartografía donde se delimitó las cuencas con sus curvas de nivel y una red de drenaje y el orden de magnitud de los cauces de los ríos en las cuencas de Culiacán y Sinaloa.

Las variables BIO1, BIO2, BIO5, BIO6, BIO14, BIO15, BIO16, BIO17, BIO18, BIO19, ALT y CTI fueron las más importantes predictoras de las distribución potencial de *O. chrysogaster.*

Se mostró que los modelos de GARP y MAXENT, presentaron una mayor tasa de éxito para predecir la distribución potencial de *O. chrysogaster* en las cuencas del Culiacán y Sinaloa en la SMO.

Los resultados deben interpretarse de tal forma que la identificación de regiones con condiciones ambientales similares óptimas donde la especie pude ser localizada y no como la predicción de los límites reales de la especie.

Posiblemente al incrementarse el número de registros e inclusive con la inclusión de ausencias verdaderas, se pueda llegar a una mejor relación entre ambientes similares y la verdadera área de distribución de la especie.

A diferencia de lo propuesto por diversos autores, el método de BIOCLIM y GARP predicen una distribución localizada a altitudes mayores de 2000 msnm y el método de MAXENT predice para la cuenca del Sinaloa una distribución a altitudes mayores de 1700 msnm y para la cuenca del Culiacán coincide con los métodos mencionados anteriormente por encima de los 2000 msnm, a diferencia de los 1500 msnm que se ha asignado como límite altitudinal de distribución de las truchas nativas mexicanas en su conjunto.

10. RECOMENDACIONES

El desarrollo de estas primeras aproximaciones de modelado de distribución potencial de la trucha *O. chrysogaster,* permitirá orientar los esfuerzo de muestreos en las áreas potencialmente predichas para este grupo de peces, a la par de otras investigaciones que se llevan a cabo, tales como: evaluación de su estado de conservación e identificación, análisis poblacional de la especie y determinación de factores ecológicos y antropogénicos que pudieran llegar a afectar las poblaciones de las truchas doradas mexicanas.

Aunque en este trabajo se modelo con los modelos BIOCLIM, GARP y MAXENT, en la actualidad se cuentan con una variedad de propuestas para modelar muy amplia, que pueden ser aplicados en futuras investigaciones.

Es recomendable en estudios posteriores incorpora otras capas de información adicionales para la estimación de área de distribución potencial, tales como temperaturas del agua, oxígeno disuelto, red hidrológica, orden de cauce, diversidad genética, grupos familiares.

Se sugiere incrementar el número de registros de ocurrencias con el que se cuentan actualmente, para obtener mejores resultados y aplicar un tipo de validación diferente.

Realizar muestreos en campo que permitan validar los modelos, confirmando la presencia o ausencia de las especies en las áreas predichas.

11. LITERATURA CITADA

Alabarcez, M.N. y Bechara, J.A. 2005. Elaboración y validación de un modelo de hábitat para el crecimiento del dorado (*Salminus maxillosus*) en los esteros del Ibera. Informe. Instituto de Ictiología del Nordeste. Universidad del Nordeste. Argentina. 14 pp.

Anderson, R.P. 2003. Real vs. artefactual absences in species distributions: tests for *Oryzomys albigularis* (Rodentia: Muridae) in Venezuela. Journal of Biogeography, 30(4): 591-605.

Anderson, R.P. y Gonzalez Jr. 2011. Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: an implementation with Maxent. Ecological Modelling, 222(15): 2796-2811.

Anderson, R.P., Lew, D. y Peterson, A.T. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. Ecological Modelling, 162(3): 211-232.

Austin, M.P., Nicholls, A.O. y Margules, C.R. 1990. Measurement of the realized qualitative niche: Environmental niches of five *Eucalyptus* species. Ecological Monographs, 60(2): 161-177.

Baldwin, R.A. 2009. Use of maximum entropy modeling in wildlife research. Entropy, 11(4): 854-866.

Behnke, R.J. 1992. Native trout of western North America. American Fisheries Society monograph (USA). no. 6.

Busby, J.R. 1991. BIOCLIM–A bioclimatic analysis and prediction system. Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis. Margules y M.P. Austin (eds.), CSIRO, Melbourne, 64–68.

California Academy of Sciences, CAS Ichthyology (ICH) (accessed through GBIF data portal, http://data.gbif.org/datasets/resource/14071, 2013-02-08).

Camarena-Rosales, F., Ruiz-Campos, G., Varela-Romero, A. y de la Rosa-Vélez J. 2001. En busca de las truchas nativas de México. Divulgare, 9(36): 37-49.

Carpenter, G., Gillison, A.N. y Winter, J. 1993. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and. animals. Biodiversity and Conservation, 2(6): 667-680.

Carrascal, L.M., Galván, I. y Gordo, O. 2009. Partial least squares regression as an alternative to current regression methods used in ecology. Oikos, 118(5): 681-690.

Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, Peces de la región de Norogachi, Alta Sierra Tarahumara, Chihuahua (accessed through GBIF data portal, http://data.gbif.org/datasets/resource/13233, 2013-02-08).

Contreras-Balderas, S. y Almada-Villela, P. 1996. *Oncorhynchus chrysogaster*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 09 December 2014.

Contreras-Balderas, A.J. y Escalante, M.A. 1984. Distribution and known impacts of exotic fishes in Mexico. Distribution, Biology and Management of Exotic Fishes. The John Hopkins University Press, Baltimore, MA, 102-130.

De los Santos-Camarillo, A. 2008. Definición de unidades taxonómicas en el complejo de truchas del noroeste de México, mediante el análisis de marcadores microsatélites. Tesis de Maestría. CIBNOR. 106 pp.

De Pando, B.B. y de Giles, J.P. 2007. Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica. GeoFocus (Artículos), 7: 100-119.

De Souza-Muñoz, M.E., De Giovanni, R., De Siqueira, M.F., Sutton, T., Brewer, P., Pereira, R.S., Canhos, D.A.L. y Canhos, V.P. 2011. OpenModeller: A generic approach to species' potential distribution modelling. GeoInformatica, 15(1): 111-135.

Diniz-Filho, J.A.F., Bini, M.L., Rangel, T.F., Loyola, R.D., Hof, C., Nogués-Bravo, D. y Araújo, M.B. 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. Ecography, 32(6): 897-906.

Doran, B. y Olsen, P. 2001. Customizing BIOCLIM to investigate spatial and temporal variations in highly mobile species. En: Proc 6th Int Conf GeoComputation. Pullar, University of Queensland, Brisbane, Australia.

Draper, D., Rossello-Graell, A., Garcia, C., Gomes, C. y Sergia, C. 2003. Application of GIS in plant conservation programmes in Portugal. Biological Conservation, 113: 337-349.

Eastman, J.R. 2012. IDRISI Selva. Clark University, Worcester.

Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E. y Yates, C.J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. Diversity and Distributions, 17(1): 43-57.

Elton, C. 1927. Animal Ecology. Sidgwick and Jackson, London, England.

Escalante, T., Llórente, J., Espinosa, D. y Soberón, J. 2000. Bases de datos y sistemas de información: aplicaciones en biogeografía. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 24(92): 325-341.

Escalante-Sánchez, M.A. 2010. Análisis del Paisaje Genético en poblaciones de truchas mexicanas nativas de la Sierra Madre Occidental, Tesis de Licenciatura. Universidad de Guadalajara. 100 pp.

Escalante-Sánchez, M.A. 2012. Influencia de factores ambientales sobre la diferenciación genética de las truchas nativas de la sierra madre occidental, determinada mediante el enfoque de análisis del paisaje genético, Tesis de Maestría. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo. 74 pp.

Escalante-Sánchez, M.A., García De León, F.J., Dillman, C.B., de los Santos Camarillo, A., George, A., Barriga-Sosa, I.D.L.A. y Manel, S. 2014. Genetic introgression of cultured rainbow trout in the Mexican native trout complex. Conservation Genetics, 15(5): 1063-1071.

Espinosa, H., García de León, F., Ruiz, G., Varela, A., Barriaga, I., Arredondo, J.L., Hendrickson, D., Camarena, F. y De los Santos, A.B. 2007. Las truchas mexicanas peces enigmáticos del noroeste. En: Especies, Naturalia, 16(1): 8-14.

ESRI. 2010. ArcGIS 10. Environmental Systems Research Institute, Inc. New York.

Farber, O. y Kadmon, R. 2003. Assessment of alternative approaches for bioclimatic modeling with special emphasis on the Mahalanobis distance. Ecological Modelling, 160(1):115-130.

Ferrari, L., Valencia-Moreno, M. y Bryan, S. 2005. Magmatismo y tectónica en la Sierra Madre Occidental y su relación con la evolución de la margen occidental de Norteamérica. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, 57(3): 343-378.

FishBase, Fishbase (accessed through GBIF data portal, http://data.gbif.org/datasets/resource/1602, 2013-02-08).

García, E. 1998. Climas (Clasificación de Köppen, modificada por García) Escala 1:1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México.

González-Elizondo, M.S., González-Elizondo, M., Tena-Flores, J.A., Ruacho-González, L. y López-Enríquez, I.L. 2012. Vegetación de la Sierra Madre Occidental, México: una síntesis. Acta botánica mexicana, 100: 351-403.

Guisan, A. y Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological modelling, 135(2): 147-186.

Guisan, A. y Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. Ecology letters, 8(9): 993-1009.

Gutiérrez, M.A., Bedoya, J.W.B. y Fernández, V.B. 2005. Clasificación no supervisada de coberturas vegetales sobre imágenes digitales de sensores remotos: "Landsat-ETM+". Revista Facultad Nacional de Agronomía-Medellín, 58(1): 2611-2634.

Grinnell, J. 1917. The niche-relations of the California Thrasher. Auk, 34: 427-433.

Hendrickson, D.A., Espinosa - Pérez, H., Findley, L.T., Forbes, W., Tomelleri, J.R., Mayden, R.L., Nielsen, J.L., Jensen, B., Ruiz-Campos, G., Varela Romero, A., van der Heiden, A., Camarena, F. y García de León, F.J. 2002. Mexican native trout: a review of their history and current systematic and conservation status. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 12(2-3): 273-316.

Hendrickson, D.E., Neely, D.A., Mayden, R.L., Anderson, K., Brooks, J.E., Camarena, F., Cutter, R., Cutter, L., De Los Santos, A.B., Ernsting, G.W., Espinoza Perez, H., Findley, L.T., García de León, F.J., George, A.L., Hatch, J., Kuhajda, B.R., Mayden, K.E., Mcnyset, K., Nielsen, J.L., Pfeifer, F.W., Propst, D.L., Ruiz-Campos, G., Tomelleri, J.R. y Varela Romero, R. 2006. Conservation of Mexican Native Trout and the Discovery, Status, Protection and Rediscovery of the Conchos Trout, the First Native. En: M.D.L. Lozano Villano y A.J. Contreras Balderas (eds.). Studies of North American Desert Fishes in Honor of E.P. (Phil) Pister, Conservationist. Mexico. Faculty of Biological Sciences, UANL, 162-201.

Hernández-Guzmán, R. 2006. Caracterización física de la sub-cuenca Río San Pedro, Nayarit, México a través de sistemas de información geográfica y modelos digitales de elevación. Tesis de maestría. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo. 112 pp.

Hernández-Guzmán R., Ruiz-Luna, A. y Berlanga-Robles, C.A. 2008. Assessment of runoff response to landscape changes in the San Pedro subbasin (Nayarit, Mexico) using Remote Sensing Data and GIS. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 43(12): 21-30.

Hernández-Guzmán, R., Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles C.A. y Vekerdy, Z. 2009. Evaluation of total runoff for the Rio San Pedro sub-basin (Nayarit, Mexico) assessing their hydrologic response units. Journal of Spatial Hydrology, 9(2): 72-85.

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. y Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology, 25(15): 1965-1978.

Hijmans, R.J., Guarino, L. y Mathur, P. 2012. DIVA-GIS Version 7.5. Manual. On line: http://www.diva-gis.org/docs/DIVA-GIS_manual_7.pdf.

Hirzel, A.H., Hausser, J., Chessel, D. y Perrin, N. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data?. Ecology, 83(7): 2027-2036.

Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. Cold Springs Harbor Symposia on Quantitative Biology, 22: 415-427.

INEGI, INE y CONAGUA. 2007. Cuencas hidrográficas de México. Catálogo de Metadatos Geográficos. http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/. Consultado por última vez el 11 de septiembre de 2014.

James, F.C., Johnston, R.F., Wamer, N.O., Niemi, G.J. y Boecklen, W.J. 1984. The Grinnellian niche of the Wood Thrush. American Naturalist, 12(4): 17-47.

Krishtalka, L. y Humphrey, P.S. 2000. Can natural history museums capture the future? Bioscience, 50: 611-617.

Lambarri-Martínez, C. 2012. Listado y caracterización molecular de la ictiofauna del estado de Durango, Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. 130 pp.

Latimer, A.M., Wu, S., Gelfand, A.E. y Silander, Jr.J.A. 2006. Building statistical models to analyze species distributions. Ecological Applications, 16(1): 33-50.

Lobo, J.M. 2000. ¿Es posible predecir la distribución geográfica de las especies basándonos en variables ambientales?. Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica: PrIBES, 200: 55-68.

Lobo, J.M. y Hortal, J. 2003. Modelos predictivos: un atajo para describir la distribución de diversidad biológica. Revista Ecosistemas, 12(1): 1-8.

Martínez-Meyer, E. y Sanchez-Cordero, V. 2006. Uso de datos de las colecciones mastozoológicas. Colecciones Mastozoológicas de México, 177-187.

Mackey, B.G. y Lindenmayer, D.B. 2001. Towards a hierarchical framework for modelling the spatial distribution of animals. Journal of Biogeography, 28(9): 1147-1166.

Mayden, R. 2005. SGER: Biodiversity of native mexican trout (Genus *Oncorhynchus* spp.) and the impending treat of their demise by the exotic rainbow trout O. mykiss gairdneri (Teleostei: Salmonidae). DEB 0240184. Final Report. 33 p. En línea: <http://bio.slu.edu/mayden/truchas/NSF_trout_final_report.pdf>.

Miller, R. R., Minckley, W. L. y Norris, S. M. 2009. Peces dulceacuícolas de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 545 pp.

Naoki, K., Gómez, M.I. y López, R.P. 2006. Comparación de modelos de distribución de especies para predecir la distribución potencial de vida silvestre en Bolivia. Ecología en Bolivia, 41(1): 65-78.

Needham, P.R. y Gard, R. 1964. A new trout from central Mexico: *Salmo chrysogaster*, the Mexican golden trout. Copeia, 1964(1): 169-173.

Nix, H. 1986. A biogeographic analysis of Australian Elapid snakes. En: R. Longmore (ed.). Sankes: Atlas of Elapid snakes of Australia. Bureau of Flora and Fauna, Canberra, 4-10.

Pearson, R.G. y Dawson, T.P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful. Global Ecology and Biogeography, 12(5): 361-371.

Pearson, R.G., Dawson, T.P., Berry, P.M. y Harrison, P.A. 2002. SPECIES: A spatial evaluation of climate impact on the envelope of species. Ecological Modelling, 154(3): 289-300.

Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M. y Peterson, A.T. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. Journal of Biogeography, 34(1): 102-117.

Peterson, A.T. y Soberón, J. 2012. Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. Natureza & Conservação, 10(2): 102-107.

Peterson, A.T., Soberón J. y Sánchez-Cordero, V. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. Science, 285(5431): 1265-1267.

Peterson, A.T., Sanchez-Cordero, V., Martínez-Meyer, E. y Navarro-Sigüenza, A.G. 2006. Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. Ecological modelling, 195(3): 229-236.

Peterson, A.T., Soberón, J., Anderson, R.P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., Araújo, M.B. 2012. Ecological niches and geographic distributions: A Modeling Perspective. Princeton University Press, Princeton. 328 pp.

Phillips, S.J. A brief tutorial on Maxent, versions: 3.3.3 Available online: http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/ (accedido 02 de Octubre de 2014).

Phillips, S.J. y Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. Ecography, 31(2): 161-175.

Phillips, S.J., Anderson, R.P. y Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological modelling, 190(3): 231-259.

Phillips, S.J., Dudík, M. y Schapire, R.E. 2004, July. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In: Proceedings of the twenty-first international conference on Machine learning. 83 pp.

Pliscoff, P. y Fuentes-Castillo, T. 2011. Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. Revista de Geografía Norte Grande, (48): 61-79.

Rangel, T.F. y Loyola, R.D. 2012. Labeling Ecological Niche Models. Natureza & Conservação, 10(2): 119-126.

Reyes-Valdez, C.A., Ruiz-Campos, G., Camarena-Rosales, F. y Varela-Romero, A. 2006. Diet Composition of Native Trout (Salmonidae: *Oncorhychus*) from the Sierra Madre Occidental, Mexico. In: Lozano Villano, M.d.L. and Contreras Balderas, A.J. Studies of North American Desert Fishes in Honor of E.P. (Phil) Pister, Conservationist. Mexico. Facultad de Ciencias Biológicas, UANL. 125-137.

Ruiz-Campos, G. 1989. Repoblación Natural por Trucha Arcoiris (*Salmo gairdneri nelsoni*) en un Transecto del Arroyo San Rafael, Noroeste de la Sierra San Pedro Martir, Baja California, México. The Southwestern Naturalist, 552-556.

Ruiz-Campos, G. 1993. Bionomía y ecología poblacional de la trucha arcoiris, Oncorhynchus *mykiss nelsoni* (Evermann), de la Sierra San Pedro Mártir, Baja California, México. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Biológicas. 223 pp.

Ruiz-Campos, G. Camarena-Rosales F., Varela-Romero A., Sánchez-Gonzáles S., de La Rosa-Vélez J. 2003. Morphometric variation of wild trout populations from northwestern Mexico (Pisces: Salmonidae). Reviews in Fish Biology and Fisheries, 13(1), 91-110.

Ruiz-Luna, A., Berlanga-Robles, C.A., Hernández-Guzmán, R., y Escalante-Sánchez, M.A. 2013. Modelación de la distribución de truchas nativas de la

Sierra Madre Occidental y su relación con la estructura del paisaje adyacente. Informe técnico final. Proyecto CONABIO JM058. 49 pp.

Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis for watershed geomorphology. American Geophysical Union Transactions. 38: 913-920.

Scachetti-Pereira, R. 2001. Desktop GARP, version 1.1.4. The University of Kansas Biodiversity Research Center, Lawrence, Kansas.

Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A. y Samson, F.B. 2002. Predicting species occurrences: Issues of accuracy and scale. Island Press, Washington, EE.UU.

Stockwell, D. 1999. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. Revista internacional de ciencias de la información geográfica, 13(2): 143-158.

SEMARNAT, 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, 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. Diario Oficial de la Federación: 30/12/2010.

Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. Ecology letters, 10(12): 1115-1123.

Soberón, J. y Nakamura, M. 2009. Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions. Proceedings of the National Academy of Sciences, 106(2): 19644-19650.

Soberón, J. y Peterson, T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. Biodiversity Information, 2: 1-10.

Soberón, J.M. 2010. Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. Ecography, 33(1): 159-167.

Thuiller, W. 2003. BIOMOD—optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. Global Change Biology, 9(10): 1353–1362.

Tsoar, A., Allouche, O., Steinitz, O., Rotem, D. y Kadmon, R. 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. Diversity and distributions, 13(4): 397-405.

Torres, R. y Jayat, J.P. 2010. Modelos predictivos de distribución para cuatro especies de mamíferos (cingulata, artiodactyla y rodentia) típicas del Chaco en Argentina. Mastozoología Neotropical, 17(2): 335-352.

USGS. 1996. USGS Hydro1k Elevation Derivative Database. U. S. Department of the Interior, U. S. Geological Survey. (https://lta.cr.usgs.gov/gtopo30).

Villaseñor, J.L., y Téllez-Valdés, O. 2004. Distribución potencial de las especies del género Jefea (*Asteraceae*) en México. Anales del Instituto de Biología. Serie Botánica, 75(2): 205-220.

Walker, P.A., y Cocks, K.D. 1991. HABITAT: a procedure for modelling a disjoint environmental envelope for a plant or animal species. Global Ecology and Biogeography Letters, 108–118.

Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A.T., Graham, C.H., y Guisan, A. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. Diversity and Distributions, 14(5): 763-773.

Wisz, M.S., Pottier, J., Kissling, W.D., Pellissier, L., Lenoir, J., Damgaard, C.F. y Svenning, J.C. 2013. The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: implications for species distribution modelling. Biological Reviews, 88(1): 15-30.