

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
INSTITUTO DE INGENIERÍA
MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA



“EVIDENCIA EN SUELO Y DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE *TOXOCARA CANIS* EN MEXICALI”

TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE:
DOCTORA EN CIENCIAS

Presenta
Leticia Ramírez Rubio

Directores:
Dr. O. Rafael García Cueto
Dr. Margarito Quintero Núñez
Codirector:
Dr. Luis Tinoco Gracia

Mexicali, Baja California

Junio 2019

Sinodales

Presidente: Dr. Onofre Rafael García Cueto

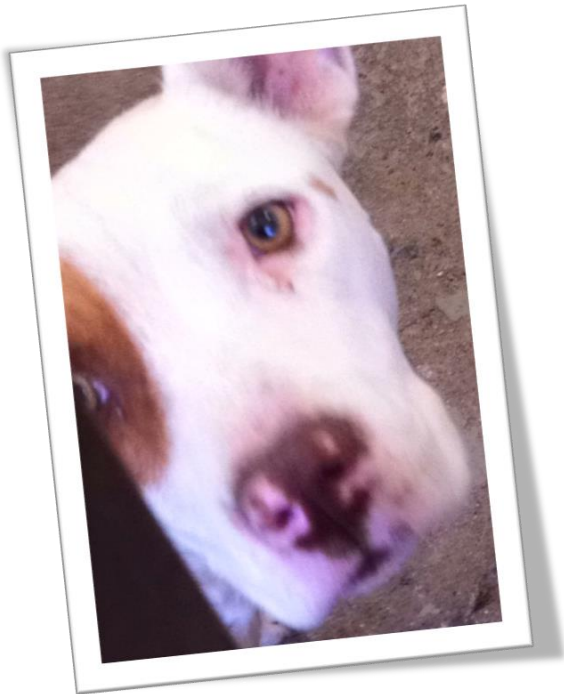
Sínodo: Dr. Luis Tinoco Gracia

Sínodo: Dra. M. Socorro Romero Hernández

Sínodo: Dr. Sergio Cueto González

Sínodo suplente: Dra. María Elizabeth Ramírez Barreto

Secretario: Dr. Margarito Quintero Núñez



Los perros callejeros no caen del cielo.

Son el resultado de la pereza, la indiferencia y la ignorancia de una sociedad cruel y enferma.

Y cuando se convierten en un problema, se debe a nuestra ignorancia y la falta de compasión

Mahatma Gandhi

Agradecimientos

Mi motivación para ingresar al programa de doctorado en ciencias surgió de pensar que, al tener un dato duro sobre la crueldad humana hacia los perros, quizá la gente sería más consciente y se pudiera disminuir la cantidad de perros en situación de calle. La meta no fue cumplida como me hubiera gustado, pero estoy agradecida con la vida por haber puesto a las personas indicadas durante este camino.

Dr. Margarito Quintero Núñez, gracias por su confianza y orquestar que pudiera realizar mi investigación invitando al Dr. Luis Tinoco Gracia y al Dr. Sergio Cueto González, que sin su participación yo no hubiera podido realizar mi trabajo. De igual manera pidió al Dr. Rafael García Cueto que me ayudara a continuar y concluir el programa dentro del MYDCI, a cada uno de ustedes muchas gracias por aceptarme y su tiempo compartido conmigo.

En mi gran búsqueda doctoral fui conociendo gente que me ayudaron con su conocimiento y amistad: Dra. Socorro Romero, Dra. Elizabeth Ramírez, Dr. Jaime Reyes, Dr. Michael Schorr, Dr. Enrique Trasviña, Mtra. Angeles Campos, Mtro. Jesús Jiménez, Mtra. Rocío Bojórquez, Mtra. Edna Valenzuela, Dra. Judith Ley, Dr. Osvaldo Leyva, Mtro. Miguel Ramírez a todos ustedes muchísimas gracias.

A mis padres, hermanos y amigos gracias por acompañarme en muestreos, oírme hablar de heces y parásitos todo el día, quizá fue asqueroso para ustedes, pero valía la pena para mí.

Estoy muy agradecida con el gobierno de México y sus contribuyentes que a través del CONACYT financiaron mi investigación durante cuatro años.

Toda esta aventura no se me hubiera ocurrido si hace diez años no hubiera llegado a mi casa mi perro Bruno.

Resumen

El fecalismo canino al aire libre no es un problema meramente estético, la exposición de las heces en el medio ambiente y su lenta remoción del suelo, pueden causar enfermedades parasitarias de preocupación para la salud pública. *Toxocara canis* es un nematodo gastrointestinal de distribución mundial que afecta a los perros. En los humanos causa la enfermedad zoonótica de toxocariasis que tiene dos manifestaciones clínicas, larva migrans visceral y larva migrans ocular. El medio de contagio es con la ingesta accidental de los huevos que se encuentran en el suelo contaminado con heces de perros no desparasitados.

Se ha estudiado alrededor del mundo la contaminación del suelo por parásitos, reportando frecuencias que varían de acuerdo con la ubicación geográfica, condiciones ambientales y cultura de tenencia de mascotas. En Mexicali se realizó un estudio de suelo en 30 parques en el año 2007, resultado una frecuencia de 62.5%. Con esta nueva investigación se incrementó la muestra a 56 parques, con los resultados se desarrolló un modelo de distribución espacial. Para lograrlo se crearon las variables ambientales predictoras (índices de vegetación, estrés hídrico y temperatura) a partir de imágenes satelitales Landsat 8.

Usando los parques contaminados a *Toxocara canis* del muestreo 2016-2017 en la ciudad como registros de presencia, se aplicó el enfoque de máxima entropía (Maxent) y AUC (area bajo la curva) para evaluar el desempeño de las variables predictoras candidatas para el mapeo del hábitat adecuado para los huevos.

Este estudio presenta una alternativa efectiva y de bajo costo para la modelación de hábitats idóneos, en este caso se utilizó para predecir peligro de zoonosis mediante imágenes satelitales Landsat 8 que están disponibles de forma gratuita, esta metodología puede desempeñar un papel importante en las evaluaciones rápidas del estado de las especies a nivel de paisaje en regiones con poca información, o cuando los predictores ambientales de macro escala típicos son de poca utilidad o difíciles de obtener.

Indice

1	Introducción.....	7
1.1	Planteamiento del problema.....	8
1.2	Justificación.....	9
1.3	Hipótesis.....	10
1.4	Objetivos	10
1.4.1	General.....	10
1.4.2	Específicos	10
2	Marco teórico.....	11
2.1	Contaminación del suelo: helmintiasis.....	11
2.2	Zoonosis parasitarias y <i>Toxocara canis</i>	12
2.3	Toxocariasis: una enfermedad mal diagnosticada.....	17
2.3.1	Investigaciones alrededor del mundo sobre toxocariasis.....	19
2.4	Áreas verdes y fecalismo canino.....	21
2.5	Un mundo, una salud (One health).....	23
2.6	Modelos de distribución espacial	25
2.6.1	Hipótesis del continuo.....	25
2.6.2	Hipótesis de Brown.....	25
2.6.3	Elementos para la construcción de un MDE:.....	26
2.6.4	Limitaciones de los MDE	33
2.6.5	Aplicaciones de los MDE	34
3	Metodología	37
3.1	Área de estudio y metodología general	37
3.2	Etapas 1: Metodología de evidencia en suelo.....	38

3.2.1	Área de estudio	38
3.2.2	Tamaño de la muestra	38
3.2.3	Diseño del estudio.....	39
3.2.4	Toma de muestras y análisis	40
3.2.5	Prueba diagnóstica	40
3.2.6	Análisis estadístico.....	41
3.3	Etapa 2: Modelo de distribución espacial con MaxEnt.....	43
3.3.1	Evaluación del modelo.....	44
3.4	Modelo regional	45
3.4.1	Registros de presencia.....	45
3.4.2	Variables ambientales	46
3.4.3	Ejecución del modelo.....	48
3.5	Modelo local.....	48
3.5.1	Datos de ocurrencia.....	49
3.5.2	Variables ambientales	49
3.5.3	Procesamiento de mapas	51
3.5.4	Ejecución del modelo.....	51
4	Resultados	52
4.1	Análisis de suelo de parques	52
4.2	Modelación espacial con Maxent.....	55
4.2.1	Modelación regional: Nivel ciudad.....	55
4.3	Modelación local: nivel parque	58
4.3.1	Ejecución del modelo.....	61
5	Discusión	63
5.1	Análisis de suelo.....	63

5.2	Distribución espacial en Mexicali	64
5.3	Perros en los parques de Mexicali.....	66
6	Conclusiones y Recomendaciones	68

Índice de figuras

Figura 1. Micrografía de huevos de <i>Toxocara canis</i> embrionados (estadio infectante) extraídos de gusano hembra Fuente: Elaboración propia.....	15
Figura 2.Ciclo biológico de <i>Toxocara canis</i> y su presencia en el ambiente Figura modificada de Basken (2018).....	17
Figura 3 Componentes de la triada “Una salud” modificado de CDC (2019).....	24
Figura 4 Metodología general.....	38
Figura 5 Tabla de 2 x 2 de disposición de los resultados de un estudio de prevalencia.....	41
Figura 6 Tipología de vivienda en Mexicali. Fuente: IMIP 2016.....	42
Figura 7 Escenarios Curva ROC (Elaboración propia).....	45
Figura 8 Mapa de parques positivos, 28 datos de ocurrencia para MaxEnt.....	45
Figura 9 Formato de archivo de datos de presencia en Excel.....	46
Figura 10 Diagrama de flujo de cálculo de Temperatura superficial terrestre. Modificado de Avdan (2016).....	48
Figura 11Parque de la colonia Nueva Esperanza, marzo 2018.....	49
Figura 12 Ubicación de puntos de medición en parque de col. Esperanza.....	50
Figura 13 Procedimientos para creación de variables ambientales.....	50
Figura 14 Ejemplo de archivo para creación de mapas en ArcGis.....	51
Figura 15 Distribución de parques contaminados con huevos de parásitos en Mexicali 2016-2017.....	52
Figura 16 Micrografía de huevo de <i>Toxocara canis</i> con resolución 40X encontrado durante 2016-2017.....	53
Figura 17 Grado de contaminación de suelo por especie de parásito.....	54
Figura 18 Curva ROC del modelo propuesto.....	55
Figura 19 Resultado de la prueba de Jackknife.....	56
Figura 20 Mapa predictivo de distribución espacial de <i>Toxocara canis</i> en Mexicali.....	57
Figura 21 Variable de temperatura (°C) modelo local 15 de marzo 2018.....	58
Figura 22 Variable de humedad de suelo modelo local.....	59

Figura 14 Modelo local: Variable ambiental Textura de suelo, parque Yucatán y progreso, Col. Nueva Esperanza.....	60
Figura 24 Curva ROC para el modelo local.....	61
Figura 25 Análisis de Jackknife del modelo local.....	62
Figura 26 Mapa de probabilidad de distribución de <i>Toxocara canis</i> nivel parque.....	62
Figura 27. Micrografía de huevo de Ancylostoma con resolución 40X	64
Figura 28. Perros vecinos del parque de la colonia Nueva Esperanza.....	66
Figura 29. Perros capturados por el Centro Municipal de Control Animal de Mexicali.....	67

Índice de tablas

Tabla 1. Seroprevalencias de toxocariasis humana publicadas desde 1990. (Rubinsky-Elefant, 2010).....	12
Tabla 2. Frecuencia de huevos de <i>Toxocara canis</i> en suelos alrededor del mundo.....	15
Tabla 3. Seroprevalencia nacional de <i>Toxocara canis</i> Fuente: Elaboración propia.....	18
Tabla 4 Seroprevalencia mundial <i>Toxocara canis</i> en humanos. Modificado de (Holland, 2005).....	19
Tabla 5 Magnitud de asociación entre muestras contaminadas y la estación del año.....	53
Tabla 6 Muestras contaminadas por nivel socioeconómico.....	54
Tabla 7 Contaminación por tipo de suelo.....	53
Tabla 8 Contribución de las variables.....	56
Tabla 9 Contribución de variables modelo local.....	61

1 Introducción

El fecalismo canino al aire libre es un problema de salud pública debido a las enfermedades parasitarias zoonóticas que pueden transmitirse al humano al estar en contacto con suelos contaminados con heces.

Las enfermedades zoonóticas son aquellas que son transmitidas de los animales a los humanos y viceversa (Glaser, 2000). Las más comunes son las contagiadas por parásitos que se encuentran en el suelo, tal es el caso de *Toxocara canis* un nematodo gastrointestinal que se encuentra en los perros no desparasitados causante de la enfermedad toxocariasis (Taranto, 2000).

La toxocariasis es una enfermedad en los humanos causada por larvas de *Toxocara canis*. Los animales de compañía son una fuente de transmisión humana en países en desarrollo debido a perros y gatos callejeros y en países desarrollados atribuibles a mascotas domésticas. La transmisión ocurre mediante la ingesta accidental de huevos embrionados (Rubinsky-Elefant, 2010). Existen dos manifestaciones clínicas causadas por migración de la larva en el cuerpo humano: larva migrans visceral, que afecta órganos internos y sistema nervioso central y larva migrans ocular en la cual los efectos patológicos en el huésped se restringen al ojo y al nervio óptico (Despommier, 2003).

El estudio de la contaminación del suelo de espacios públicos por parásitos de perros ha sido de interés mundial debido a la relación tan cercana que existe entre las personas y los canidos. La prevalencia global agrupada de diferentes investigaciones es de 21%, esto se asocia a una alta longitud geográfica, baja latitud y condiciones de alta humedad (Fakhri, 2018). Por otra parte, el cambio climático también desempeña un papel en la propagación de las zoonosis de helmintos al cambiar los rangos de los animales y los hábitats de los vectores de helmintos, así como al aumentar la capacidad de supervivencia de los helmintos transmitidos por el suelo al proporcionar las condiciones adecuadas de suelo cálido y húmedo como resultado de la expansión de zonas tropicales y subtropicales debido al cambio climático (Genchi, 2011).

1.1 Planteamiento del problema

El riesgo de infecciones parasitarias en perros depende de factores bióticos y abióticos, que varían según el ciclo biológico de cada parásito, así como los hábitos de comportamiento, el manejo y las condiciones de alojamiento de cada perro. El riesgo también está determinado por la actitud del propietario con respecto a la eliminación inmediata de las heces y la administración de vacunas y desparasitantes. En el caso particular de los perros en situación de calle y extraviados, el riesgo de infecciones parasitarias puede aumentar considerablemente la incidencia ya que nadie se hace cargo de ellos (Esch, 2013).

El fecalismo canino por parte de perros errantes y con dueño es una acción negativa que ocurre en la mayoría de los países del mundo. El estudio de las consecuencias de esta acción negativa se enfoca en el diagnóstico serológico en humanos y perros, así como el análisis de suelos en espacios públicos, tales como parques, playas, camellones, jardines de casas particulares y escuelas. Las investigaciones cronológicas realizadas muestran diferentes tasas de prevalencias y éstas varían en función de las condiciones de los suelos, la frecuencia de limpieza y la concientización de las personas sobre la tenencia responsable, sin embargo, no se ha tenido disminuciones significativas (Mizgajska-Wiktor, 2017).

No existe un censo de perros en Mexicali, sin embargo, en el 2004 se realizó una encuesta de vacunación antirrábica donde se estimó la existencia de 1 perro por cada 4 humanos (Flores, 2004). A pesar del tiempo probablemente esta proporción se mantenga o haya tenido una breve disminución. El concepto de tenencia responsable varía de persona en persona, ya que por lo general los propietarios resguardan a los perros, pero les permiten salir de su casa, propiciando en caso de que no estén desparasitados o castrados la propagación de más perros y contaminación del suelo con heces.

Este fenómeno es muy común en nuestra sociedad a tal grado que no es mal visto, sin embargo, esto ocurre por el desconocimiento que existe sobre las enfermedades parasitarias que pueden transmitirse a las personas.

Las áreas verdes de Mexicali son un foco de infección debido al acceso poco controlado de los perros con y sin dueño, a pesar de que existen sanciones por no levantar las heces de la vía pública, el ciudadano sigue infringiendo. En el año 2007 se realizó una investigación en treinta parques de

Mexicali, donde se obtuvo una frecuencia general a *Toxocara canis* del 63%. Con esta investigación se actualizará la información obtenida hace diez años con el fin de evaluar los programas de tenencia responsable aplicados por el gobierno y las asociaciones civiles.

1.2 Justificación

Encontrar heces de perro en la vía pública es visto con normalidad a pesar del malestar visual que causa, pero ¿qué hay más allá de la estética? La contaminación del suelo con heces caninas de perros no desparasitados puede causar enfermedades parasitarias transmitidas por el suelo, incluso también por el viento y de manera indirecta por moscas que suelen pararse en las heces y luego en la comida o en la cara de las personas.

Sin duda el problema de la contaminación por heces es producto de la irresponsabilidad de las personas y del desconocimiento de las consecuencias negativas que esta acción tiene para la salud humana. Pensando en cómo sensibilizar a la ciudadanía, surge esta investigación para documentar de manera científica el impacto de la irresponsabilidad humana en la salud ambiental, a través de evidenciar la presencia de *Toxocara canis*, el nematodo más común en los perros en el suelo de Mexicali.

Para la ciudad de Mexicali no existen datos oficiales de prevalencia de toxocariasis por parte de la Secretaría de Salud. Sin embargo, estudios realizados por el Instituto de Investigaciones en Ciencias Veterinarias de la Universidad Autónoma de Baja California han demostrado la importancia local de este problema. Por ejemplo, Luna (1981) documentó la existencia de *Toxocara canis* por medio de la necropsia en el intestino delgado de quinientos perros capturados por el Centro Municipal de Control Animal de Mexicali (CEMCA) y encontró que 66% de ellos estaban parasitados.

Tinoco-Gracia (2007) identificaron que 62% de los parques de la ciudad tienen presencia de *Toxocara canis*; además mediante el análisis de muestras de sangre de 288 niños, Tinoco-Gracia (2008) encontraron que el 10% era seropositivo a ese parásito.

Recientemente, Trasviña (2017) ha documentado que 23.17% de los perros capturados por el CEMCA (Centro Municipal de Control Animal) estaban parasitados con *Toxocara canis*, mientras

que 51.21% estaba parasitado por *Toxocara* más otro parásito (*Taenia*, *Cystoisospora* spp. y *Dipylidium caninum*).

Con la información existente se realizó una investigación en suelos de parques públicos de Mexicali, donde se incrementó la muestra a 56 parques durante un año para ver si existe estacionalidad y asimismo caracterizar el suelo en relación con la presencia del parásito. Con los datos obtenidos se propondrá un modelo de distribución espacial en suelo para la ciudad.

1.3 Hipótesis

El fecalismo canino en conjunto con la presencia de humedad, vegetación y textura del suelo contribuye a la sobrevivencia de los huevos de *Toxocara canis*, poniendo en riesgo la salud pública.

1.4 Objetivos

1.4.1 General

- Determinar el riesgo a nivel urbano de la contaminación de suelo de parques por huevos de *Toxocara canis*.

1.4.2 Específicos

- Determinar la cantidad de parques públicos contaminados, por medio del análisis de suelo, utilizando la técnica de flotación con solución salina.
- Conocer si hay estacionalidad en la presencia de *Toxocara canis* en el ambiente de Mexicali, mediante un muestreo de suelo durante un año.
- Calcular la densidad de contaminación de suelo por huevos de *Toxocara canis*
- Modelar la distribución espacial a nivel regional de *Toxocara canis*, con la aplicación de imágenes satelitales, sistemas de información geográfica y el programa MaxEnt ®
- Modelar la distribución espacial a nivel de un parque por medio de mediciones en sitio de la temperatura y en laboratorio de la humedad y la textura de suelo.

2 Marco teórico

2.1 Contaminación del suelo: helmintiasis

La contaminación del suelo ha aumentado en las últimas décadas y puede suponer un riesgo para la salud humana y ecológica. Las principales causas de la contaminación del suelo están asociadas a las actividades humanas. Los contaminantes del suelo incluyen una amplia variedad de químicos orgánicos e inorgánicos, que pueden derivarse de actividades antropogénicas relacionadas o que ocurren naturalmente en el suelo (Cachada, 2018).

La contaminación del suelo por patógenos da lugar a las helmintiasis, una de las enfermedades parasitarias más comunes en todo el mundo, las cuales afectan a las comunidades más pobres y desfavorecidas (Rodriguez, 2018). También se le conoce como geo helmintiasis que son enfermedades parasitarias transmitidas por el suelo (OMS, 2017), las parasitosis más comunes son: Ascariasis y trichuriasis, infecciones causadas por los parásitos *Necator americanus* y *Ancylostoma duodenale* (Hotez, 2014).

La transmisión ocurre a través del contacto con los huevos de los parásitos eliminados en las heces de las personas y animales infestados, los que a su vez contaminan el suelo en zonas donde el saneamiento es deficiente. Alrededor de 1500 millones de personas en el mundo, casi el 24% de la población mundial, está infectada por helmintos transmitidos por el suelo. Las helmintiasis transmitidas por el suelo están ampliamente distribuidas por las zonas tropicales y subtropicales, especialmente en el África subsahariana, América, China y Asia oriental. (OMS, 2017).

La ubicación geográfica de México favorece las condiciones ecológicas para la existencia de helmintiasis transmitidas al humano a través del suelo contaminado con excrementos (Lara, 1984). Los niños en edad escolar son los más vulnerables a las parasitosis en México, la prevalencia de parasitosis intestinales en escolares asintomáticos se reporta en 31.2% en el altiplano mexicano (Sánchez de la Barquera, 2011), 67% en la frontera sur y 35% en la región noroeste (Solano, 2008).

2.2 Zoonosis parasitarias y *Toxocara canis*

Durante la historia de la humanidad las personas han tenido que convivir con los animales interactuando en el medio ambiente, la interacción por crianza para producción o compañía ha dado lugar a las zoonosis, enfermedades que son transmitidas de los animales a los humanos (Betancourt, 2010).

La organización mundial de la salud ha notificado alrededor de 200 zoonosis, de las que, aproximadamente, 50 son transmitidas al ser humano por caninos, siendo una de las más frecuentes a nivel mundial la infección producida por *Toxocara canis* (Gallardo, 2012).

Las parasitosis zoonóticas tienen gran impacto en la salud pública debido a que su transmisión se logra por contacto directo, sobre todo en niños que por sus hábitos de juego y llevarse las manos a la boca son más vulnerables, en la tabla 1 se mencionan estudios serológicos realizados en grupos de niños alrededor del mundo. La principal fuente de exposición humana a estos parásitos es a través de la contaminación fecal del medio ambiente por perros, gatos y animales silvestres (Kazacos, 2000).

Tabla 5. Seroprevalencias de toxocariasis humana publicadas desde 1990. (Rubinsky-Elefant, 2010)

Conti nente	País	Lugar	Urbano o rural	No. Muestras analizadas	Edad (Años)	Seroprevalencia (%)	Referencia
África	Kenya	Turkana distrito	Rural	228	0->50	7.5	Kenny <i>et al.</i> (1995)
	Nigeria	Jos, Plateau	Urbano	81	2-15	29.6 niños	Ajayi <i>et al.</i> (2000)
				23	16-24	30.4 adultos	
	La Re´union	90 distritos	No definido	387	.15	92.8	Magnaval <i>et al.</i> (1994)
Asia	Indonesia	Manado (northern Sulawesi)	Rural	117	12-15	84.6 (rurales) y 12.2 urbanos	Hayashi <i>et al.</i> (2005)
			Urbano	41			
	Irán	Hamadan	Rural	544	1-9	5.3	Fallah <i>et al.</i> (2007)
		Shiraz	Urbano	519	6-13	30.1 (urbano), 20.2 rural y 25.6 en general	Sadjjadi <i>et al.</i> (2000)
	Jordania	Área de Irbid	No definido	699	5-24	10.9	Abo-Shehada <i>et al.</i> (1992)
	Corea	Whachon-gun, Gangwon-do	Rural	314	18-60	5.0	Park <i>et al.</i> (2002)
	Taiwan	Distritos en el este	Rural	329	7-12	76.6	Fan <i>et al.</i> (2004a)
		Condados Hsinchu y Taitung	Rural	537	20- .60	46.0 (aborigenes) y 30.2 (Clan de los Han)	Fan <i>et al.</i> (2004b)

América Central	Cuba	Noreste	Rural	73	7-12	57.5	Fan <i>et al.</i> (2005)
		Havana	Urbano	156	0-15	5.2	Montalvo <i>et al.</i> (1994)
	Trinidad	Puerto España	Rural y urbano	1009	5-12	62.3	Baboolal and Rawlins
Europa	Dinamarca	Alredor del país	Urbano	3247	0-40	2.4	Stensvold <i>et al.</i> (2009)
	Irlanda	Dublin, Kildare y Wicklow	Rural (3 escuelas rurales y 12 urbano)	2129	4-19	31.0	Holland <i>et al.</i> (1995)
	Polonia	Noreste	Urbano	1025	No especificado	20.7	Hermanowska-Szpakowicz <i>et al.</i> (2001)
		Poznan	Urbano	63	2-12	7.9	Luzna-Lyskov (2000)
	España	Gipuzkoa, país Vasco	Urbano	455 (clase media) 91 (marginados)	12 a 16	0 (Niños clase media de 2 a 5 años), 4.4 (Niños de clase media de 6 a 16 años), 3.7 (Niños marginados de 2 a 5 años), 65.7 (Niños marginados de 6 a 16 años)	Cilla <i>et al.</i> (1996)
		Santiago de Compostela	Rural y urbano	463	No especificado	28.6	Gonzalez-Quintela <i>et al.</i> (2006)
Norte América	EE.UU.	Noreste, Sureste, Oeste y Oeste medio	Rural y urbano	20,395	6->70	13.9	Won <i>et al.</i> (2008)
Sudamérica	Argentina	General Mancilla al norte de Buenos Aires	Rural	72 28	Menores de 14 años Mayores de 14 años	23	Chiodo <i>et al.</i> (2006)
		La plata	Urbano	81 75	Menores de 15 años Mayores de 15 años	46.9 (menores de 15 años), 30.6 (mayores de 15), 39 (general)	Radman <i>et al.</i> (2000)
		Provincias de Chubut, Neuquen y Río Negro, Patagonia	Rural	114	2 a 79	31.6	Fillaux <i>et al.</i> (2007)
		Resistencia	Urbano	206	1 a 14	37.9	Alonso <i>et al.</i> (2000)
	Bolivia	Mora y Zanja Honda, Departamento de Santa Cruz	Rural	216	2 a 85	27 (Mora), 42 (Zanja Honda)	Cancrini <i>et al.</i> (1998)
	Brasil	Agua Sumida. Sau Paulo	Rural	182	4 a 86	13.7	Prestes-Carneiro <i>et al.</i> (2009)
		Asís Brasil y Acrelandia	Urbano	606	Menores de 5 años	21.5	Ferreira <i>et al.</i> (2007)

	Brasilia	Urbano	302 (marginados) 300 (clase media)	1 a 12	21.8 (marginados), 3 (clase media)	Campos-Junior et al.
	Distrito de Butanta, Sao Paulo	Urbano	399	7 a 16	38.8	Aldere et al. (2003)
	Distritos de Campinas, Santos, Marilia y Presidente Prudente, Sao Paulo	Urbano	483 1542	Menores de 15 años Mayores de 15 años	6.41 (menores de 15 años), 2.53 (mayores de 15 años), 3.60 prevalencia general	Chieffi et al. (1990)
	Campinas, Sao Paulo	Urbano	138	0 a 80	27.7(menores de 15 años), 20.5(mayores de 15 años) y 23.9 (promedio general)	Anaruma et al. (2002)
	Jaboatao dos Guararapes, Pernambuco	Urbano	215	1 a 17	12.1	Coelho et al. (2005)
	Padre Josimo, Teodoro Sampaio, Sao Paulo	Rural	38 156	Menores de 13 años Mayores de 13 años	30.0 (menores de 15 años), 19.0 (mayores de 15) y 21.5 (General)	Prestes- Carneiro et al.
	Pindamonhangaba, Sao Paulo	Rural	253	1 a 50	26.48	Coelho et al. (2006)
	Granada, Acre	Rural	403	5 a 90	26.8	Rubinsky- Elefant et al. (2008)
	Sao Remo slum, Sao Paulo	Urbano	338	1-15 26.9	26.9	Muradian <i>et al.</i> (2005)
	Sorocaba, Sao Paulo	Urbano	180	3-7	38.3	Coelho <i>et al.</i> (2004)
	Waimiri y Atroari, Amazonas	Rural	100	1-76	52	Damian <i>et al.</i> (2007)
Colombia	Bogota	Urbano	207	1-70	47.5	Agudelo <i>et al.</i> (1990)
Perú	Distrito Cauday, Cajamarca	Rural	256	17-58	44.9	Rolda'n <i>et al.</i> (2009)
	Lima	Urbano	1023	16-83	7.3	Lescano <i>et al.</i> (1998)

Los huevos de *Toxocara canis* son infecciosos en un período de 9 a 11 días a una temperatura de 20 ° C, y de 3.5 a 5 días a 30 ° C. En temperaturas mayores a los 37 ° C, en suelos arenosos, la larva muere antes de ser infecciosa. En suelos arcillosos a la misma temperatura la larva puede sobrevivir por arriba de dos años. Los huevos son muy resistentes a las condiciones ambientales adversas, pero muy susceptibles a la luz directa del sol y condiciones secas (Quiroz, 1999). En la figura 1 se muestra la morfología de los huevos de *Toxocara canis*.

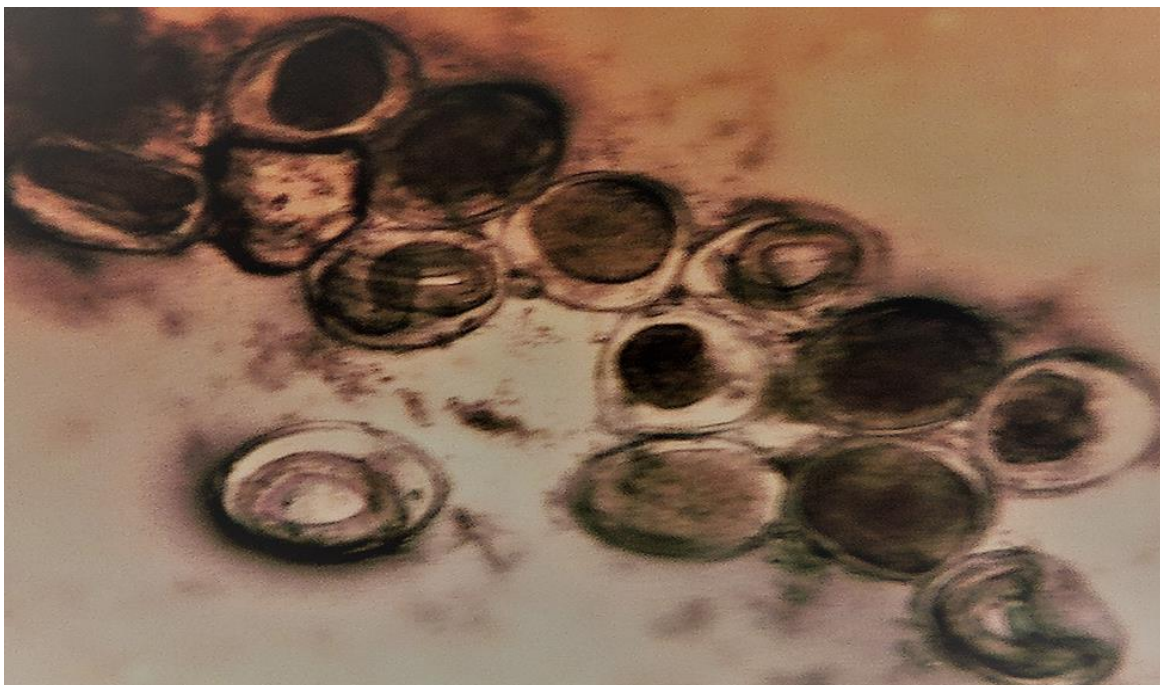


Figura 15. Micrografía de huevos de *Toxocara canis* embrionados (estadio infectante) extraídos de gusano hembra **Fuente: Elaboración propia**

El estudio de *Toxocara canis* en espacios públicos ha sido de interés durante décadas alrededor del mundo. Las investigaciones realizadas en América del Norte y del Sur, han reportado frecuencias en suelo que varían de 0.3-39% y 0.3-79.4%, respectivamente (Woodhall, 2014). En Europa oscila entre 3.2 a 64%, mientras que en Asia es entre 5.7 a 95% (Avcioglu, 2011); en la Tabla 2 se enlistan las frecuencias en suelo de *Toxocara canis* de algunos estudios internacionales en el período de 1993 a 2017.

Tabla 6. Frecuencia de huevos de *Toxocara canis* en suelos alrededor del mundo

Region/ País	Fuentes	No. Muestras	Muestras positivas %	Referencia
Dublin, Irlanda	Parques/jardines	53	6	Holland <i>et al.</i> , 1991
Londres, Reino Unido	Parques, Jardines	520	6.30	Gillespie <i>et al.</i> , 1991
Utrecht, Países Bajos	Parques y areneros	108	7	Jansen <i>et al.</i> , 1993
Basrah, Iraq	Espacios y escuelas publicas	180	12.50	Mahdi and Ali, 1993
Tokushima, Japón	Areneros	46	29	Shimizu, 1993
Tenerife, España	Parques y jardines	54	37	Toledo-Seco <i>et al.</i> , 1994
Habana, Cuba	Area residencial	45	42	Dumenigo and Galvez, 1995
Surabaya, Indonesia	Parques	223	17	Uga <i>et al.</i> , 1995
Kuala Lumpur, Malasia	Parques y barrios	89	1	Uga <i>et al.</i> , 1996b
Reykjavik, Islandia	Areas de juego	32	13	Skirnisson and Smaradottir, 1996
Lublin region, Polonia	Patios, areas de juego, areneros, calles	273	36	Gundlach <i>et al.</i> , 1996

Osaka, Japón	Areneros	40	30	Abe and Yasukawa, 1997
Songkhla, Tailandia	Villas rurales	102	19	Uga <i>et al.</i> , 1997
Poznan region, Polonia	Patios, playas, jardines, parques	534	10	Mizgajska, 1997
Cairo, Egipto	Clubes deportivos, parques públicos	600	30	Oteifa and Moustafa, 1997
Warnemunde, Alemania	Arena de playa	126	2	Schottler, 1997
Petaling Jaya, Serdang, Malasia	Parques públicos, areas de juego	46	55	Loh and Israf, 1998
Sao Paulo, Brasil	Parques públicos	120	17.5	Santarem <i>et al.</i> , 1998
Wroclaw, Polonia	Patios	100	6	Mizgajska, 1999
Campo Grande, Brasil	Parques públicos	74	15	de Araujo <i>et al.</i> , 1999
Italia	Parques públicos	22	12	Giacometti <i>et al.</i> , 1999
Cracow region, Polonia	Patios, areas recreativas	160	23	Mizgajska, 2000
Ancona, Italia	Areas de juego	22	14	Giacometti <i>et al.</i> , 2000
Kathmandu, Nepal	Calles de la ciudad	122	23	Rai <i>et al.</i> , 2000
Ankara, Turquía	Parques públicos	170	30.6	Oge and Oge, 2000
Buenos Aires, Argentina	Plazas y areas públicas	242	13.2	Fonrouge <i>et al.</i> , 2000
Santiago, Chile	Plazas y areas públicas	288	13.5	Castillo <i>et al.</i> , 2000
Elblag, Polonia	Patios y area de juegos	72	14	Jarosz, 2001
Pascua, España	Parques públicos	644	1.2	Ruiz de Ybanez <i>et al.</i> , 2001
Sorocaba, Brasil	Plazas y areas públicas	30	16	Coelho <i>et al.</i> , 2001
Resistencia, Argentina	Parques públicos, areneros de jardín de niños	475	10.6	Alonso <i>et al.</i> , 2001
Region de la Marche, Italia	Granjas y parques	6	3	Habluetzel <i>et al.</i> , 2003
Melbourne, Australia	Parques	108	1	Carden <i>et al.</i> , 2003
Córdoba, España	Parques públicos	347	32	Martínez <i>et al.</i> (2007)
Avehaz, Irán	Sitios públicos	210	135	Khademvatan, <i>et al.</i> (2014)
Lisboa, Portugal	Parques públicos	151	80	Otero <i>et al.</i> (2017)

En los Estados Unidos de América se ha encontrado que casi el 14% de la población ha sido infectada con *Toxocara canis*, se estima que cada año al menos 70 personas quedan ciegas, siendo niños en su mayoría. A nivel mundial, la toxocariasis se encuentra en muchos países y las tasas de prevalencia pueden alcanzar hasta el 40% o más en algunas partes del mundo (CDC, 2017).

De los estudios realizados en México, se puede mencionar el de Vázquez-Tsuji (2012), quien, en la ciudad de México, encontró una frecuencia de contaminación de suelos en parques públicos de 10.9%, y en jardineras públicas de 13.3%; mientras que Martínez-Barbosa (2008) reportó en áreas verdes para San Cristobal de las Casas, Chiapas una frecuencia de 19.0% (17/37). Los estudios anteriores resultan contrastantes, comparados con el realizado en Mexicali, B.C., puesto que, en 32 parques públicos entre mayo y julio de 2001, se encontró la frecuencia de contaminación de

Toxocara canis en el suelo del 62.5% (Tinoco, 2007). Los estudios anteriores indican que la población está expuesta al parásito, sin embargo, debido a lo común que es la sintomatología con otras enfermedades y al no tener registros oficiales de casos en humanos en la localidad por parte de la secretaria de salud, abre una posibilidad de un diagnostico mal definido.

2.3 Toxocariasis: una enfermedad mal diagnosticada

La toxocariasis es una enfermedad en los humanos causada por larvas de *Toxocara canis*. La transmisión ocurre mediante la ingesta accidental de huevos embrionados (Rubinsky, 2010). Una vez en el cuerpo, los huevos de *Toxocara* se abren y las larvas del gusano redondo viajan en el torrente sanguíneo a diferentes partes del cuerpo, como el hígado, el corazón, los pulmones, el cerebro, los músculos o los ojos. La mayoría de las personas infectadas no tienen ningún síntoma, sin embargo, se pueden presentar signos clínicos como tos, sibilancia, mialgia o manifestaciones cutáneas (prurito, erupción cutánea, eccema, paniculitis y vasculitis) (Despommier, 2003). En la Figura 2 se ilustra el ciclo biológico de *Toxocara canis*.



Figura 16. Ciclo biológico de *Toxocara canis* y su presencia en el ambiente **Figura modificada de Basken (2018)**

Existen dos manifestaciones clínicas principales de toxocariasis causadas por migración de la larva en el cuerpo humano: son la *larva migrans visceral*, que afecta órganos internos y sistema nervioso central y la *larva migrans ocular* en la cual los efectos patológicos en el huésped se restringen al ojo y al nervio óptico (Despommier, 2003). También se han realizado estudios donde se relaciona la migración de la larva de *Toxocara* con el desarrollo de asma y la promoción de la fibrosis pulmonar (Cooper, 2008). La prevalencia global de *Toxocara canis* en los humanos está

influenciada por variables vinculadas a nivel poblacional como el medio ambiente, zona geográfica, estatus cultural y socioeconómico; así como a nivel individual por la heterogeneidad de susceptibilidad a la infección influenciada por la inmunidad, la coinfección, genética, edad, género, nutrición y comportamiento del humano y huésped definitivo (Viney, 2013).

Para determinar que una persona padece de toxocariasis puede ser mediante manifestaciones clínicas de alguno de los dos síndromes: *larva migrans ocular* y *larva migrans visceral*. Sin embargo, no siempre presentan estos cuadros por lo que se tiene que hacer pruebas de diagnóstico definitivas como examen histopatológico y morfológico y morfométrico, identificación de la larva en muestras de tejido o aplicación de la técnica molecular como la reacción en cadena de la polimerasa, conocida como PCR por sus siglas en inglés (polymerase chain reaction), (Holland, 2005). El método de diagnóstico de laboratorio más efectivo para confirmar *Toxocara* como el agente etiológico de la enfermedad en casos clínicamente sospechosos es por serología (Magnaval, 2001).

En México, sólo existen reportes bibliográficos de casos aislados de infección por larva migrans ocular y larva migrans visceral, que no indican la magnitud del problema. En el servicio de Parasitología del Instituto Nacional de Pediatría se han estudiado 45 casos de larva migrans ocular (Vázquez, 2012).

De acuerdo con Vázquez (2012) cerca de 2% de la población, aparentemente sana, tiene evidencia serológica de una infección previa. Se han realizado estudios serológicos en diferentes grupos de personas con sintomatologías distintas, ver Tabla 3. En Mexicali se reportó 10.6% en niños (Tinoco-Gracia, 2008), por lo que se debería actualizar la información de seroprevalencia aunada a la relación con enfermedades respiratorias.

Tabla 7. Seroprevalencia nacional de *Toxocara canis* Fuente: Elaboración propia

Año	Autores	Investigación	Seroprevalencia %	Muestra	Control
2015	Alvarado, C. Hernández, J. Sánchez, L.	Seroepidemiología de la infección por <i>Toxocara</i> en pacientes con discapacidad visual y ceguera en Durango, México	2.5% pacientes con discapacidad visual/ 2.2% pacientes ciegos	204	19
2014	Martínez, A.	Seroprevalencia de <i>Toxocara</i> spp en niños de Chalco Estado de México	9	94	-
2014	Alvarado, C. Hernández, J. Sánchez, L.	Infección por <i>Toxocara</i> en jardineros: un estudio de seroprevalencia de control de casos	1.8	168	168

2014	Alvarado, C.	Seroepidemiología de Toxocariasis en una población rural tepehuanos de Durango, México	26.2	126	-
2013	Alvarado, C.	Infección por <i>Toxocara</i> en pacientes psiquiátricos hospitalizados: un estudio de seroprevalencia de casos y controles.	4.7% pacientes psiquiátricos y 3 1.1% en pacientes no psiquiátricos	128	276
2013	Alvarado, C.	Toxocariasis en recicladores: un estudio de seroprevalencia de control de casos	13% pepenadores/ 1% no pepenador	90	90
2010	Muñoz, M., Del Río, B., Valdivia, G., Alba, F.	El aumento de la seroprevalencia de <i>Toxocara canis</i> en niños asmáticos se relaciona con la reacción cruzada con los antígenos de <i>Ascaris suum</i>	7.7% niños asmáticos / 6.5% niños no asmáticos	285	152

2.3.1 Investigaciones alrededor del mundo sobre toxocariasis

En los últimos 35 años (1980 al 2015) se ha incrementado la cantidad de investigaciones publicadas sobre toxocariasis, sin embargo, ha sido poco en comparación a otras enfermedades como leishmaniasis (Ramos, 2013), malaria (Munoz-Urbano, 2014) y la enfermedad de chagas (Gonzalez-Alcaide, 2012). Esta diferencia de interés entre diferentes cuestiones puede atribuirse a discrepancias en la financiación disponible para diferentes enfermedades (Zyoud, 2017). En la tabla 4 se enlistan algunas de las investigaciones más relevantes de serología en humanos para el diagnóstico de toxocariasis.

Tabla 8 Seroprevalencia mundial *Toxocara canis* en humanos. Modificado de (Holland, 2005)

País/Región	% Seroprevalencia	Referencia	País/ Región	% Seroprevalencia	Referencia
La Reunion, Indian Ocean	92.8	MagnaVal <i>et al.</i> (1994)	Campinas, Sao Paulo, Brasil	17.9	Anaruma Filho <i>et al.</i> (2003)
Kathmandu, Nepal	81	Rai <i>et al.</i> (1996)	Halifax, Nueva Escocia, Canadá	17	Embil <i>et al.</i> (1988)
Bali, Indonesia	63.2	Chomel <i>et al.</i> (1993)	Francia (Sureste)	15 (13/89) Midi-Pyrenees	Caucanas <i>et al.</i> (1988)
Sidoarjo, East Java, Indonesia	63	Uga <i>et al.</i> (1996b)		4.8 (8/166) Toulouse	
Hawaii, EE.UU.	45 (IgE); 17.5 (IgG)	Desowitz <i>et al.</i> (1981)	Japón	14	Yoshida <i>et al.</i> (1999)
Kuala Lumpur, Malasia	57.8	Hakim <i>et al.</i> (1997)	Irbid, Jordania	10.9	Abo-Shehada <i>et al.</i> (1992)
La Plata, Buenos Aires, Argentina	39	Radman <i>et al.</i> (2000)	The Hague, Países Bajos	11	Buijs <i>et al.</i> (1994)
Espirito Santo, Brasil	39	Moreira-Silva <i>et al.</i> (1998)	Rotterdam, Países Bajos	6	
Resistencia, Ciudad Subtropical, Argentina	37.9	Alonso <i>et al.</i> (2000)	Turkana Distrito, Kenya	7.5 (17/228)	Kenny <i>et al.</i> (1995)
Campo Grande, Mato Grosso, Brasil	35.6	Matos <i>et al.</i> (1997)	Canberra, Australia	7.5	Nicholas <i>et al.</i> (1986)

Cordillera Provincia, Bolivia	34 (73/216)	Cancrini <i>et al.</i> (1998)	Lima, Peru	7.3	Lescano <i>et al.</i> (1998)
Peninsular Malasia	31.9	Hakim <i>et al.</i> (1992)	EE.UU.	7.3–4.6	Herrmann <i>et al.</i> (1985)
Jos, Plateau State, Nigeria	29.8	Ajayi <i>et al.</i> (2000)	Habana, Cuba	5.2 (8/156)	Montalvo <i>et al.</i> (1994)
Salamanca, España	29.4–33.1	Conde Garcia <i>et al.</i> (1989)	Gwang-do, Corea	5.1	Park <i>et al.</i> (2002)
República Eslovaca	27.4	Havasiova <i>et al.</i> (1993)	Suiza (Basel, Jura, Zurich)	5.1 (765)	Sturchler <i>et al.</i> (1986)
Campinas, Sao Paulo, Brasil	23.9	Anaruma Filho <i>et al.</i> (2002)	Suiza	2.7	Jacquier <i>et al.</i> (1991)
Durham, Carolina del Norte, EE.UU.	23.1	Ellis <i>et al.</i> (1986)	Marche, Italia	1.6	Habluetzel <i>et al.</i> (2003)
Harnett County, Carolina del Norte, EE.UU.	23.1	Worley <i>et al.</i> (1984)	Paraná, Brasil	17.8	Manini <i>et al.</i> (2012)
Kuala Lumpur, Malasia	21.2	Patrick <i>et al.</i> (2001)	Salvador, Brasil	48.4	Mendonça <i>et al.</i> (2013)
Malasia	19.6	Hakim <i>et al.</i> (1993)	Peradeniya, Sri Lanka	62	Iddawela <i>et al.</i> (2017)
Florenzia, Bolonia, Italia	9.7	Martelli <i>et al.</i> (2017)	Serbia	23	Gabrielli <i>et al.</i> (2017)
Shandong y Jilin, China	19.3	Cong <i>et al.</i> (2015)	Osun, Nigeria	37.3	Sowemimo <i>et al.</i> (2017)

Los países desarrollados, incluidos los Estados Unidos, Japón, Reino Unido, Francia, Alemania e Italia, son países líderes en investigación en toxocariasis, contribuyendo a más del 34% de las publicaciones totales del mundo, esto está asociado al rápido crecimiento económico o al progreso de los sistemas de investigación científica en estos países (Peng, 2015; Zhang, 2010).

Los países en desarrollo, como Brasil, Polonia, Argentina e India, mostraron un notable aumento de los trabajos publicados sobre la investigación en toxocariasis en los últimos años, lo que coincide con una alta prevalencia de toxocariasis en estos países (Fialho, 2016; Borecka, 2015; Martin, 2008).

El artículo más citado sobre toxocariasis, es del Prete *et al.* en 1991, fue citado 477 veces. Este estudio italiano indica que el sistema inmune humano es estimulado por gusanos de *Toxocara canis* mediante sus productos de secreción-excreción, estos productos al tener contacto con linfocitos Th2 y Células B propician la producción específica de anticuerpos contra *Toxocara canis*. El segundo artículo más citado fue por Despommier en 2003 y examinó los aspectos

epidemiológicos, clínicos y moleculares de la toxocariasis y la ecología médica asociada a la enfermedad.

Estados Unidos es el país líder mundial en investigación sobre toxocariasis y colaboraciones científicas internacionales sobre esta enfermedad. Es necesario alentar y apoyar la investigación sobre la toxocariasis en otras áreas del mundo. Es ineludible impulsar una mayor colaboración para lograr una estrategia de investigación superior relacionada con la toxocariasis a nivel mundial desde los puntos de vista de los datos epidemiológicos, los aspectos clínicos, la ecología médica, los aspectos moleculares y las prácticas de tratamiento asociados con la toxocariasis (Zyoud, 2017)

2.4 Áreas verdes y fecalismo canino

Las áreas verdes son “aquellas zonas que están constituidas por cualquier tipo de vegetación, como árboles, arbustos, plantas florales, plantas rastreras, cactáceas” entre otras. Esta categoría incluye “los parques urbanos, jardines públicos, zonas de preservación ecológica y demás áreas análogas existentes, así como glorietas, calzadas, camellones, plazas, isletas, bulevares y panteones” presentes en la ciudad (Reglamento de áreas verdes para el municipio de Mexicali, 2015).

Las áreas verdes en las zonas urbanas y periurbanas desempeñan un papel importante en el medio ambiente al participar en el equilibrio biológico e hidrológico (p. ej. mediante la creación de hábitats naturales, la absorción del agua de lluvia y la conservación del suelo); así como en la reducción de la contaminación del aire y la creación de condiciones climáticas más adecuadas; pero también contribuyen como espacios de interacción social; mejorando de esta forma las condiciones generales de habitabilidad de las ciudades (Naciones Unidas, 1996).

Así como el fin de las áreas verdes es positivo, si no es cuidado por las autoridades correspondientes, pero sobre todo por sus usuarios, pueden resultar perjudiciales cuando albergan agentes nocivos a la salud humana como *Toxocara canis*. Un parque contaminado es un peligro latente para la comunidad, ya que en este equipamiento se reúne la población urbana a realizar actividades de esparcimiento, por lo que simplemente acudir a este sitio incrementa las probabilidades de infección mediante la ingesta directa de los huevos del parásito que se encuentran en el suelo, particularmente de los niños, dado sus hábitos de juego y la costumbre de llevarse las manos a la boca.

En este sentido, algunos elementos que contribuyen al incremento del problema son: el aumento de perros en situación de calle, ausencia o incumplimiento de un programa de desparasitación de los perros con dueño; la irresponsabilidad de las personas al no remover las heces; el libre acceso de la mascota a la calle, la posibilidad de que ésta cace o coma pequeños animales silvestres (ratas, ratones y conejos) (CDC, 2017); el escaso conocimiento general sobre la importancia zoonótica y riesgos de la toxocariasis (Kazacos, 2000).

Los perros de dueño irresponsable y abandonados, están expuestos a parásitos zoonóticos, incluidos protozoarios, helmintos y artrópodos, representando una amenaza importante para la salud pública.

Los perros se pueden clasificar de acuerdo con los siguientes criterios:

- 1) Nivel de dependencia del cuidado humano (por ejemplo, alimentos, vivienda, salud y necesidades sociales)
- 2) Nivel de restricción:
 - (i) perro restringido (supervisado) (totalmente dependiente y totalmente restringido);
 - (ii) perro de familia (totalmente dependiente y semi restringido);
 - (iii) perro de barrio (semi dependiente y semi estricto);
 - (iv) perro sin restricciones (sin supervisión) (semi dependiente y no restringido); y
 - (v) perro salvaje (independiente y sin restricciones).

Varios términos se han utilizado para clasificar la situación del perro en relación con la dependencia de los humanos y el nivel de restricción: perro mascota, perro de propiedad, perro comunitario, perro vagabundo, perro parcialmente protegido, perro salvaje y perro callejero. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), estos términos son confusos y molestos, especialmente "perros callejeros", ya que muy pocos perros se ha encontrado que no tiene ninguna asociación con los humanos, y porque este término se ha convertido en sinónimo de perros que deben de ser sacrificados, por lo que este concepto debe ser eliminado. Según la Organización Mundial de Sanidad Animal, un perro callejero es un "perro no sometido a control por una persona o no impedido de vagar por la calle". Además, define los tipos de perros callejeros, que incluyen:

- (i) perro vago en libertad que no está bajo control directo o restricción en un momento determinado;

- (ii) perro de libre andar sin dueño;
- (iii) perro salvaje: perro doméstico que ha vuelto al estado salvaje y ya no depende directamente de los humanos.

La población mundial de perros domésticos se estima en 703,3 millones, un total de 361 millones de perros viven en Asia, 102.2 millones en América Latina y el Caribe, 87.6 millones en África, 74,3 millones en Europa, y 72,6 millones en América del Norte (Hughes, 2013)

Los EE. UU. tienen una población de perros estimada de 66.8 millones (Hughes, 2013). En México no se tienen cifras exactas de la cantidad de perros con dueño y en situación de calle, se calcula que existan alrededor de 23 millones de perros, sin embargo, no hay un censo confiable que lo valide. En la ciudad de Mexicali en el año 2018, se sacrificaron más de 15 mil perros, por el CEMCA, cabe destacar que no se capturaron más porque el centro no tiene más capacidad, lo que indica que la cantidad de perros es aún mayor.

Los perros callejeros son reservorios de varios parásitos de preocupación zoonótica, y los estudios han reportado una gran diversidad y una alta prevalencia de infecciones parasitarias en perros callejeros y semi domesticados en todo el mundo (Becker, 2012). Por lo tanto, junto con la presencia de otros reservorios (por ejemplo, roedores), los perros con o sin dueño juegan un papel importante en el mantenimiento de ciertos parásitos zoonóticos en algunas áreas endémicas (Otranto, 2010) o incluso favoreciendo el contacto entre humanos y estos patógenos en ambientes y peri domésticos.

2.5 Un mundo, una salud (One health)

Los problemas de salud pública relacionados con los perros incluyen principalmente enfermedades zoonóticas. En los últimos años, el concepto de “una salud” promueve un enfoque global e integrador para mejorar la salud y el bienestar de las personas, los animales y el medio ambiente motivando a la colaboración interdisciplinaria en el campo de la vigilancia y el monitoreo de enfermedades (Kardjadj, 2019).

La vigilancia efectiva, la prevención y el control de las enfermedades zoonóticas representan un verdadero desafío para el sector de la salud pública debido a la gran variedad de especies involucradas y la historia natural a menudo compleja de los agentes zoonóticos (Macpherson, 2012). Los extensos patrones de cambio global, las conexiones cada vez mayores de los seres

humanos, el ganado, las mascotas y la vida silvestre, así como el comercio y los viajes transfronterizos, requieren un concepto intersectorial y transnacional de control de zoonosis (Zinsstag J, 2011).

El concepto de “una salud” exige un cambio de paradigma en el desarrollo, implementación y mantenimiento de políticas de salud que implementen acciones colectivas y coordinadas entre los sectores humanos, animales y ambientales (Rabinowitz, 2013), que ayuden a comprender las interacciones entre los animales, los seres humanos y el medio ambiente, y cómo estas interacciones afectan la aparición de enfermedades infecciosas, ver figura 3.

El objetivo es promover la colaboración interdisciplinaria entre biólogos de vida silvestre, científicos del comportamiento, ecólogos, agricultores, veterinarios, médicos, virólogos, ingenieros biomédicos y epidemiólogos entre otros para lograr una salud óptima para los humanos, los animales y el medio ambiente (Zinsstag J, 2011).

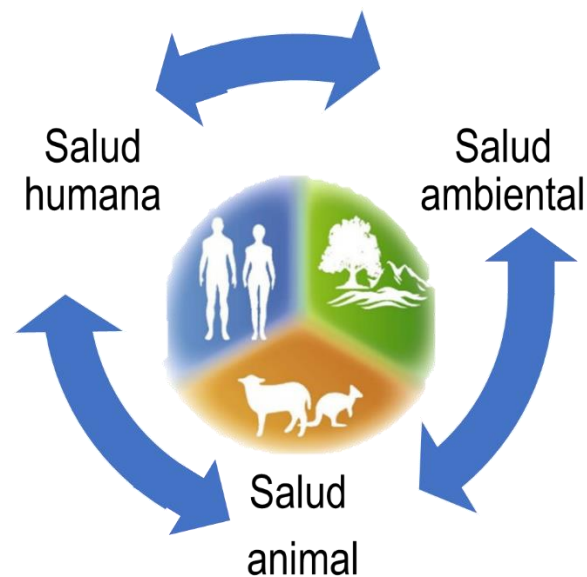


Figura 17 Componentes de la triada “Una salud” modificado de CDC (2019)

2.6 Modelos de distribución espacial

Un Modelo de Distribución Espacial (MDE) es una construcción numérica que define en el espacio ecológico las relaciones que existen entre la presencia de una especie y los valores de variables ambientales con influencia en su distribución. El resultado se expresa en el espacio geográfico como un mapa digital que representa la idoneidad del hábitat o la probabilidad de presencia de la especie (según el método utilizado para construir la relación) (Benito, 2009).

Conocer cómo las condiciones ambientales y los procesos poblacionales determinan la abundancia y distribución de las especies es una cuestión prioritaria de la biogeografía y la ecología (Brown , 1984)

Los modelos de distribución de especies tienen sus bases en las siguientes teorías:

2.6.1 Hipótesis del continuo

El concepto de comunidad de especies coocurrentes solo es relevante para un paisaje particular y su patrón de combinaciones de variables ambientales. Se define la comunidad como una propiedad del paisaje, ligada a las condiciones climáticas de un momento determinado (Austin, 1989).

En 1993 se propuso el modelo continuo jerárquico que establece que algunas especies pueden aparecer a través de todo el gradiente ambiental, otras pueden ocupar grandes porciones del gradiente siendo poco frecuentes, y otras pueden estar muy localmente distribuidas. La amplia distribución de las primeras reduce los efectos de las fluctuaciones ambientales, haciéndolas menos dinámicas que aquellas con rangos ecológicos más restringidos, porque la amplitud de su nicho incorpora esas variaciones dentro de su rango. Las especies con rango ecológico restringido en cambio sí pueden cambiar su distribución y/o patrones de abundancia a lo largo de un gradiente como respuesta a las mismas variaciones del ambiente (Collins, 1993).

2.6.2 Hipótesis de Brown

Existe un patrón de decrecimiento en abundancia desde el centro del área de distribución hacia los bordes, y una correlación positiva entre la densidad de población local y la extensión de la distribución espacial entre especies similares (Brown, 1983). La teoría que ofrece para explicar este patrón se basa en las siguientes asunciones:

- La abundancia y distribución de cada especie está determinada por combinaciones de varias variables físicas y bióticas fundamentales para la supervivencia y reproducción de los individuos. Como consecuencia, las variaciones en la densidad de las poblaciones de las especies en el espacio reflejan la probabilidad de aparición de las combinaciones requeridas de variables ambientales.
- Algunos conjuntos de variables están distribuidos independientemente de otras, y hay un grado aleatorio significativo de variación local. La variación ambiental está autocorrelacionada, por lo que la probabilidad de que dos sitios tengan las mismas condiciones es una función inversa de la distancia entre ellos.
- La forma exacta de la variación espacial en la abundancia depende del número y tipo de variables ambientales que afectan a la especie y su patrón espacial de variación.

2.6.3 Elementos para la construcción de un MDE:

1. Registros de presencia de la especie

Los registros de presencia son imprescindibles para generar modelos de distribución. Consisten en pares de coordenadas que ubican en el espacio geográfico localidades en las que se ha detectado la presencia de la especie. La disponibilidad de registros de presencia de calidad es la primera limitación para la implementación de un modelo. Existen algunas bases de datos globales donde vienen las estadísticas de la presencia de especies y en otros casos cuando es posible se realizan muestreos directos del sitio donde se está analizando.

Existen diferentes factores que afectan la calidad de los datos de presencia:

- **El tamaño de muestra:** Dada la alta complejidad dimensional del nicho ecológico de las especies, se necesita un número alto de registros de presencia para poder caracterizarlo de forma robusta. Como consecuencia, los MDE son sensibles al tamaño de la muestra de presencias (Kadmon, 2003).

Un tamaño pequeño de muestra es una fuente significativa de inestabilidad en los modelos, porque los valores atípicos toman peso. Según Kadmon et al. (2003), de 50 a 75 presencias son suficientes para obtener estimaciones precisas de la distribución de las especies, pero estas cifras dependen en gran medida de la distribución, abundancia y especificidad de la especie modelada, y del tipo de algoritmo utilizado para desarrollar el modelo. Por

ejemplo, algunos algoritmos como MaxEnt pueden trabajar correctamente con 15 registros de presencia (Phillips & Dudík, 2008).

- El sesgo de los datos: En general, los recolectores de especímenes tienden a visitar áreas de acceso relativamente sencillo, cercanas a ciudades, carreteras, ríos y reservas naturales. Este comportamiento resulta en un serio sesgo de los datos (Hortal, 2007).
- Elith (2006) indica que este sesgo puede tener un efecto negativo en el desempeño de un MDE, porque se modelan relaciones dominadas por el patrón en los sitios muestreados en lugar del patrón en todo el territorio. Además, algunas especies son difíciles de detectar (crípticas), y pueden ser subestimadas sistemáticamente en muestreos de campo. Cuando el muestreo se da a lo largo de grandes áreas geográficas existe la posibilidad de que las condiciones que limitan la distribución de la especie estén bien representadas en la muestra de presencia, posibilitando el ajuste de buenos modelos (Peterson, 2006).
- La autocorrelación espacial: Los registros de presencia cercanos tienen tendencia a poseer combinaciones de los valores de las variables ambientales muy similares. En esta circunstancia viola el principio de independencia de las observaciones necesario para conseguir análisis estadísticos robustos, dándose un fenómeno que se denomina pseudo replicación (Heffner, 1996). Para mitigar la pseudo replicación puede definirse una distancia mínima entre sitios de muestreo, mayor que la mínima distancia a la que se da la autocorrelación (Guisan A, 2000).
- La precisión de la georreferenciación: En el caso de registros tomados correctamente con dispositivos GPS la precisión de la georreferenciación puede estar entre uno y treinta metros, pero en otros casos, como la georreferenciación mediante topónimos o cuadrículas UTM, la precisión es mucho menor. Este es un factor para tener en cuenta, porque la precisión de las georreferencias debe ser acorde a la resolución espacial de las variables ambientales y al objetivo del estudio. Según el estudio de Graham et al. (2008), la mayoría de los algoritmos de modelado toleran bastante bien errores de geolocalización en los datos, pero no por ello debe descuidarse este aspecto.

2. Variables ambientales

Entre las variables que más habitualmente se utilizan para modelado de distribución se encuentran las topográficas (elevación, pendiente, orientación, etc.) y las variables climáticas (temperaturas, precipitaciones, días de helada, etc.), aunque cada vez más frecuentemente se utilizan valores de reflectancia del suelo ante distintas longitudes de onda obtenidos mediante sensores instalados en satélites (Landsat, Modis, etc.). En general suelen ser variables de valores continuos, porque algunos algoritmos tienen problemas para trabajar con variables cualitativas o semi cuantitativas (usos del suelo, geología, etc.).

Las variables pueden influir en la distribución de la especie aisladamente, o pueden interaccionar entre sí. Las interacciones entre variables, en las que el efecto de un factor ambiental en la especie varía de acuerdo con los valores de otro factor, son difíciles de interpretar biológicamente (Guisan & Thuiller, 2005), y multiplican el trabajo computacional al desarrollar un modelo, por lo que raramente son tenidas en cuenta, excepto en aquellos algoritmos que calculan las interacciones automáticamente. Además, el efecto que algunas variables ejercen sobre la distribución de la especie no es aparente hasta que se transforman sus valores (por ejemplo, calculando su logaritmo). Esto es común en variables de distancia (distancia a cursos de agua, al mar, etc), que dejan de tener importancia una vez superado cierto umbral (el punto de inflexión de la curva logarítmica, si es el caso). Algunos de los gradientes de recursos más importantes son los nutrientes, pH, disponibilidad de agua, naturaleza del sustrato, compactación, etc., sin embargo, son muy difíciles de transformar en mapas digitales, y es necesario recurrir a gradientes indirectos. A escala local muchos gradientes indirectos se obtienen a partir de un Modelo Digital del Terreno (MDT). Un MDT tratado con un programa de procesamiento geográfico, permite derivar diversos atributos topográficos primarios como la pendiente y la orientación (Moore, 1991). La pendiente está relacionada con la deposición de sedimentos, la humedad del suelo y desarrollo de la vegetación y el balance de radiación (Moore, 1993). La orientación está relacionada con la radiación solar incidente, y como consecuencia, con la evapotranspiración potencial.

3. Algoritmo que analiza la relación entre ambas entradas

Actualmente existe una gran disponibilidad de algoritmos diseñados para generar un MDE, las técnicas más utilizadas son:

- **Regresión logística:** Modelo paramétrico que predice la probabilidad de pertenencia a una clase para variables de respuesta categóricas (presencia y ausencia de la especie), asumiendo generalmente que la distribución subyacente de los datos sigue una curva de Gauss (Austin, 1980). Este método, que puede ejecutarse en cualquier software estadístico, requiere registros de presencia y ausencia, y los valores de las distintas variables ambientales sobre esos registros para calcular la ecuación logística. Posteriormente la ecuación se procesa en un programa SIG para obtener el mapa de probabilidad de presencia. Algunos ejemplos de aplicación de esta técnica pueden encontrarse en (Heliovaara, 1991) (Lenihan, 1993) (Pearce & Ferrier, 2000), (Rouget M., 2001), (Bailey, 2002).
- **GLM (Generalized Linear Models):** Aplicados a los MDE por Austin et al. (1984) y Nicholls (1989). Los GLM son más flexibles que la regresión logística, porque permiten otras distribuciones para la variable respuesta además de la gaussiana, como Poisson, Binomial o Gamma.
- **GAM (General Additive Models):** La aplicación de los GAM a los MDE ha supuesto una mejora sobre los GLM, porque usan estadística no paramétrica para describir robustamente curvas de respuesta no lineales (Yee & Mitchell, 1991). Algunos trabajos que usan GAM para predecir distribución de especies vegetales son Dirnbo et al. (2002), Richardson y Thuiller (2007) y Parviainen et al. (2009).
- **MARS (Multivariate Adaptive Regression Splines):** Este método ajusta una curva de respuesta a los datos de entrada realizando un análisis de regresión polinómica segmentada, de forma que calcula ecuaciones individuales para grupos de puntos, que después se agregan en una sola ecuación global (Leathwick, 2006). La utilización de este algoritmo para calibrar MDE es poco frecuente, pero como trabajos de referencia pueden citarse (Muñoz & Felicísimo, 2004) y (Leathwick, 2006).
- **Envueltas bioclimáticas:** Se trata de métodos que ajustan una envuelta bioclimática de n dimensiones a los puntos de presencia de la especie. Por ejemplo, BIOCLIM (Busby,

1986) calcula la mínima envuelta rectilínea multidimensional que acoge a un porcentaje determinado (habitualmente el 95%) de los puntos de presencia. BIOCLIM no permite zonas de ausencia dentro del hipervolumen. Aunque esta metodología hoy día puede considerarse obsoleta, dado que obtiene resultados peor ajustados que otras técnicas más modernas (Elith, 2006), se encuentra implementada en los programas Open Modeller 3 y Diva-Gis 4. Otro método más complejo es HABITAT (Walker & Cocks, 1991), que genera una envuelta poligonal convexa sobre los puntos de presencia. Este método además utiliza árboles de clasificación y regresión CART; Brieman (1984) utilizan registros de ausencia como apoyo para seleccionar las variables ambientales con mayor importancia en la distribución de la especie.

- **Métodos de similitud:** Estos métodos se basan en métricas que estiman la similitud (distancia ecológica) entre un sitio de interés (cada celda del espacio geográfico) y el punto de presencia de la especie más cercano en el espacio ecológico, y solo requieren registros de presencia. Hay múltiples variaciones posibles de este método, como la utilización de otras métricas (Mahalanobis, Chebysev, Manhattan, Euclídea), o la utilización como valor de referencia del promedio de los n puntos de presencia más cercanos en el espacio ecológico. Estas variaciones están implementadas en el programa Open Modeller (Benito de Pando, 2009).
- **ENFA (Ecological Niche Factor Analysis):** Desarrollado por Hirsell et al. (2002) e implementado en el programa Biomapper5. A partir de datos de presencia, transforma mediante PCA las variables ambientales en factores no correlacionados entre sí con significado biológico (marginalidad y tolerancia).
- **Máxima Entropía:** Se trata de un método reciente (Phillips et al., 2004; Phillips, 2006; Dudík, 2008), implementado en el programa MaxEnt 6 que ofrece muy buenos resultados (Elith, 2006). Su funcionamiento es parecido a GLM y GAM, solo que para ajustar la ecuación utiliza un método de inteligencia artificial que no asume ninguna distribución predeterminada para los datos. De entre todas las ecuaciones posibles para describir el sistema, el algoritmo selecciona la más uniforme (la que tiene máxima entropía). Sus buenos resultados, velocidad y facilidad de uso lo están extendiendo por la comunidad científica, por lo que el número de trabajos que lo aplican crece rápidamente.

- **GARP (Genetic Algorithm for Rule-set Prediction):** es un sistema experto basado en el aprendizaje automático aplicado a la predicción de distribuciones, que busca correlaciones no aleatorias entre los registros de presencia y los valores de las variables ambientales. Los algoritmos genéticos constituyen un tipo de aplicaciones de inteligencia artificial que se inspiran en modelos genéticos y evolutivos (Holland, 1975). Los elementos estocásticos del algoritmo hacen que los resultados no sean deterministas. Actualmente hay dos implementaciones del algoritmo en distintos programas: DesktopGarp 7 y OpenModeller. (Anderson, 2003) proporciona una explicación general de GARP y la interpretación de sus resultados. (Noble & Stockwell, 1992) proporcionan los detalles técnicos precisos sobre el funcionamiento del algoritmo.

Existen muchos trabajos que comparan el desempeño de distintos algoritmos el más relevante es "Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data" (Elith et al., 2006). En este estudio los autores compararon 16 técnicas de modelado, calibrando los algoritmos con datos de 226 especies de seis regiones del mundo. Según los resultados, pueden distinguirse tres grupos de métodos que presentan distintos niveles de éxito predictivo. MaxEnt es el que en general proporciona mejores resultados. En un segundo grupo, MARS, GLM, GAM OM-GARP (Implementación de GARP en OpenModeller). Por último, GARP (Implementación de Desktop GARP), BIOCLIM y DOMAIN. Estos resultados solo indican una tendencia, y es perfectamente posible conseguir el mejor modelo (o al menos un modelo útil) con Domain, por ejemplo. Utilizando estos trabajos como guía es posible seleccionar uno o varios algoritmos al aplicar un criterio contrastado.

4. Un modelo definido en el espacio ecológico

Durante la proyección, el modelo definido en el espacio ecológico se transfiere (proyecta) al espacio geográfico. En esta fase hay varias posibilidades según el espacio y el tiempo al que se refiera el ámbito de proyección:

- Misma región geográfica y mismo tiempo que las variables y registros de presencia: para conseguir un modelo de idoneidad del hábitat en el rango nativo de la especie. Es el tipo de proyección necesaria para trabajos como búsqueda de nuevas localidades de presencia o diseño de reservas.

- Distinta región geográfica y mismo tiempo: se utiliza para predecir la susceptibilidad de una región, fuera del rango nativo de la especie, para ser invadida por la misma.
- Misma región geográfica y distinto tiempo: conociendo valores de las variables ambientales en el pasado (paleoclima, por ejemplo) o pronósticos para el futuro (escenarios IPCC), puede proyectarse el modelo en el tiempo. Se aplica en estudios de paleodistribuciones, y análisis de impacto potencial del cambio climático en la distribución de las especies.
- Distinta región geográfica y distinto tiempo: para analizar riesgos futuros de invasión biológica.

Actualmente, debido a las acusadas diferencias que existen entre los resultados de distintos algoritmos, se recomienda usar más de un método, para generar varios MDE y seleccionar el mejor de ellos como sujeto de trabajo (Austin, 2007). La selección puede estar basada en los resultados de la evaluación estadística, o en los de una evaluación experta.

5. Representación geográfica del resultado en forma de mapa

El resultado del modelo es un mapa de celdas georreferenciados cuyos valores tienen un significado (idoneidad del hábitat o probabilidad de presencia). La fase de post procesamiento y análisis posibilita transformar el significado del MDE en información útil para responder a la cuestión objetivo del modelo. Esta información puede ser visual, en forma de mapa para planificar prospecciones de campo, diseño de reservas, etc., o información numérica, como área de distribución potencial, valores de idoneidad de poblaciones, número de parches de hábitat potencial, etc.

La naturaleza del resultado final de un MDE depende de la calidad de los datos de presencia de la especie, de su estabilidad de nicho y equilibrio con el clima, su capacidad dispersiva y capacidad competitiva, del tipo de variables predictoras seleccionadas y su resolución, del tipo de algoritmo con el que se genera el modelo, de la proyección (si es actual o futura, en el mismo o distinto espacio geográfico), y de la interpretación del investigador (Benito de Pando, 2009).

Franklin (1995) y Guisan & Zimmermann (2000) recogen algunas de las acepciones utilizadas en la literatura para referirse a los resultados de un MDE:

- mapa predictivo de vegetación
- mapa predictivo de tipo de cobertura (en modelos de predicción de la composición vegetal)
- simulación de ocurrencia de un tipo de vegetación
- superficie probabilística de dominancia de una especie en el espacio geográfico
- predicción espacial de la distribución potencial de la especie
- mapa probabilístico de la vegetación potencial natural
- entidad más probable (en modelos de predicción de la composición vegetal)
- pronóstico de ocurrencia
- abundancia más probable (en modelos que además de distribución tratan de predecir abundancia)
- probabilidad de ocurrencia

El mapa digital resultante de un MDE muestra áreas ecológicamente similares a aquellas en las que aparece la especie, y cualquier otra definición solo es interpretación. Independientemente de la definición o nombre que se dé al resultado, un buen uso de los MDE requiere una clarificación de los términos distribución potencial y distribución efectiva (Soberón, 2007). La distribución potencial se refiere a lugares donde la especie puede vivir, mientras que la distribución efectiva se refiere a los lugares en los que la especie realmente vive. La distinción entre distribución potencial y efectiva tiene lugar a lo largo de un gradiente continuo, en el que la posición de cada combinación particular de datos y métodos de modelado es incierta (Jiménez, 2008). La distribución potencial se situaría en el extremo inferior, junto con los métodos más apropiados para calcularla. En el extremo superior se encontraría la distribución efectiva, que requiere una combinación de herramientas y datos más compleja para modelarla.

2.6.4 Limitaciones de los MDE

La incertidumbre debida a la combinación de distintos análisis, resoluciones espaciales, escalas, técnicas de modelado, y métodos de evaluación es mayor que la variabilidad de usar distintos escenarios de cambio climático (Thuiller, 2004).

Probar la habilidad de un MDE para predecir cambios de distribución de una especie inducidos por el cambio del clima requiere datos estandarizados de distribución de especies en al menos dos

momentos del tiempo, pero estos datos son poco frecuentes o inexistentes, y por ahora solo un estudio (Araújo, 2005) ha intentado hacer una valoración de este tipo. Además, en la mayoría de las proyecciones la dispersión de las especies se ha tenido en cuenta de modo inapropiado, utilizando escenarios de no dispersión, o dispersión ilimitada, que son biológicamente poco realistas. Cuando el clima cambia en una región, pueden aparecer nuevas combinaciones de variables anteriormente inexistentes en el área de estudio, y los MDE no pueden proporcionar información sobre cuál puede ser la respuesta de las especies a estas nuevas condiciones. Hacer pronósticos de distribución sobre estas nuevas condiciones tiene poco sentido desde un punto de vista ecológico, es estadísticamente inválido (Fitzpatrick, 2009), y puede llevar a errores importantes (Williamson, 2006).

El trabajo de Heikkinen (2006) hace una revisión exhaustiva de las incertidumbres y limitaciones de las proyecciones de cambio climático. En sus conclusiones afirman que los MDE, debido a las numerosas fuentes de incertidumbre involucradas, pueden no ser adecuados como herramientas para predecir eventos futuros.

A pesar de las limitaciones comentadas y la opinión de algunos autores, los MDE son por ahora la única herramienta de la que se dispone para pronosticar los efectos del cambio del clima en la distribución de las especies (Guisan & Theurillat, 2000), porque su alternativa, los modelos mecanicistas, necesitan muchos datos de entrada, y ese requerimiento los limita para ser considerados aplicables a gran escala en gestión del medio natural.

2.6.5 Aplicaciones de los MDE

Según Decoursey (1992) los modelos tienen tres dominios de aplicabilidad potencial: prospección, investigación y planificación y monitorización. En una clasificación más aplicada a la ciencia que a la gestión, los clasifican en descriptivos, comprensivos y predictivos (Araújo & Guisan, 2006). La mayoría de los trabajos que involucran MDE suelen encajar simultáneamente con más de una categoría.

Tras una revisión amplia de trabajos de modelado, algunas de las aplicaciones con mayor frecuencia fueron las siguientes:

- Cartografía automática de especies: Los MDE son útiles para generar cartografías de presencia de especies de bajo costo, porque obtienen buenos resultados con un volumen

limitado de datos. Estas aplicaciones tienen poca salida en la literatura especializada, pero se usan en entornos de gestión (Von Wehrden, 2009).

- Comprensión de los requerimientos ecológicos de las especies: de la mayoría de las especies solo se conocen algunos puntos de ocurrencia, que no son más que puntos en un mapa. Generando MDE de estas especies puede obtenerse información valiosa sobre sus requerimientos ambientales y distribución potencial. Como en el caso anterior, probablemente se usa mucho más de lo que los trabajos publicados hacen pensar (Warren, 2008; Zhao, 2006).
- Estudios de hibridación: En una aplicación poco frecuente pero muy creativa (Swenson, Fair, & Heikoo, 2008) usan MDE para estudiar los factores que permiten la hibridación entre dos quercíneas.
- Análisis de la distribución, biogeografía y barreras dispersivas que afectan a una especie: Los MDE tienen un gran potencial para identificar los fenómenos que limitan la distribución de las especies, aunque por ahora son escasos los trabajos que los aplican con este propósito: (Rodríguez-Sánchez, 2009; Giriraj, 2008; Paul, 2009).
- Localización de poblaciones desconocidas o nuevas especies: Un modelo de distribución facilita el diseño de muestreos para localizar nuevas poblaciones. En algunas especies amenazadas encontrar una nueva población puede marcar una diferencia en comprender su distribución y planificar su conservación. La habilidad de los MDE para facilitar la localización de estas poblaciones puede constatarse en (Bourg, 2005; Guisan & Broennimann, 2006; Williams, 2009).
- Localización de puntos calientes de biodiversidad y análisis GAP (Metodología para identificar brechas y alcanzar los objetivos de mejora): Estas aplicaciones están muy relacionadas metodológicamente con la cartografía automática de especies, pero suelen involucrar a un gran número de ellas. Los ejemplos más representativos son los propuestos por (Vargas, 2004; Küper, 2006; Murray-Smith, 2009).
- Estudios filogeográficos: Una aplicación poco frecuente, pero perfectamente ejemplificada en el trabajo "A phyloclimatic study of *Cyclamen*" (Yesson & Culham, 2006), en el que los autores aplican MDE al estudio de los requerimientos climáticos de un posible ancestro del *Cyclamen*, y estudian la posible distribución futura de distintas especies del género.

- Diseño de reservas y planes de conservación: Las áreas de conservación pueden priorizarse basándose en patrones de ocurrencia de las especies. Los MDE permiten localizar áreas de alta persistencia potencial e identificar corredores migratorios, como muestran (Araújo & Fuller, 2002; Cabeza & Moilanen, 2004).
- Predecir invasiones biológicas: La extensión geográfica de una invasión puede ser pronosticada utilizando como base un MDE. Sin embargo, los factores que hacen invasiva a una especie son más complejos que los datos que proporciona un MDE (Thuiller, 2005). Esta aplicación es muy abundante en la literatura MDE, y algunos de los ejemplos más representativos son: (Underwood, 2004; Sánchez-Flores, 2007; Zenni, 2009).
- Reconstrucción de distribuciones en el pasado: Los esfuerzos de varias instituciones para construir modelos de paleoclima están dando lugar a nuevos trabajos de reconstrucción de distribuciones ancestrales. Algunos experimentos interesantes pueden verse en (Bonaccorso, 2006; Benito-Garzón, 2007)
- Predecir los efectos del cambio climático: Los MDE calibrados en la actualidad pueden proyectarse sobre condiciones futuras. Esas proyecciones proporcionan hipótesis sobre la distribución potencial de las especies en las próximas décadas. Algunos ejemplos de interés se encuentran en (Peterson et al. 2009; Alsos, 2009) entre otros.

3 Metodología

3.1 Área de estudio y metodología general

Mexicali se localiza en el noroeste de la República Mexicana ($32^{\circ}40'N$, $115^{\circ}27'W$), en el estado de Baja California y limita al norte con el estado de California, Estados Unidos. Mexicali tiene un clima seco y árido con veranos extremadamente calurosos e inviernos fríos y es una de las ciudades más cálidas de México, con temperaturas máximas promedio en agosto de $42^{\circ}C$. Mexicali recibe el 90% de las horas máximas posibles de luz diurna cada año y una precipitación media anual de aproximadamente 75 mm (García-Cueto, 2012). Así mismo durante el verano hay una predominancia de los vientos del sureste y del noroeste en el invierno (García-Cueto, 2007).

Dado que es común el fecalismo canino al aire libre, el desconocimiento de la importancia de la desparasitación y la pobre cultura de remoción de las heces de la vía pública pudiera ocasionar que los parques públicos estén contaminados con huevos de *Toxocara canis*. Como se mencionó antes, los huevos son resistentes a las altas temperaturas y las condiciones de humedad del suelo ayudan a su sobrevivencia, de acuerdo con las características climatológicas de Mexicali, no pudiera sobrevivir por el calor y lo árido del suelo. Sin embargo, los parques públicos son un microclima urbano, acorde con Barnes et al. 1998. Un microclima se define como el conjunto de condiciones climáticas propias de un punto geográfico o área reducida y representa una modificación local del clima general de la región debido a la influencia de distintos factores ecológicos. La presencia de cubiertas vegetales y particularmente de cubiertas forestales modifica los parámetros climáticos y crea un microclima cuyas particularidades dependen del clima general y de las características estructurales de la cubierta vegetal (Aussenac 2000).

En este capítulo se describirán los procedimientos que se siguieron para obtener una frecuencia de contaminación de parques con huevos de *Toxocara canis* y cómo con este resultado se aplicó un modelo de distribución espacial para la ciudad de Mexicali utilizando el método de máxima entropía, en la figura 4 se describe brevemente la metodología en dos etapas.

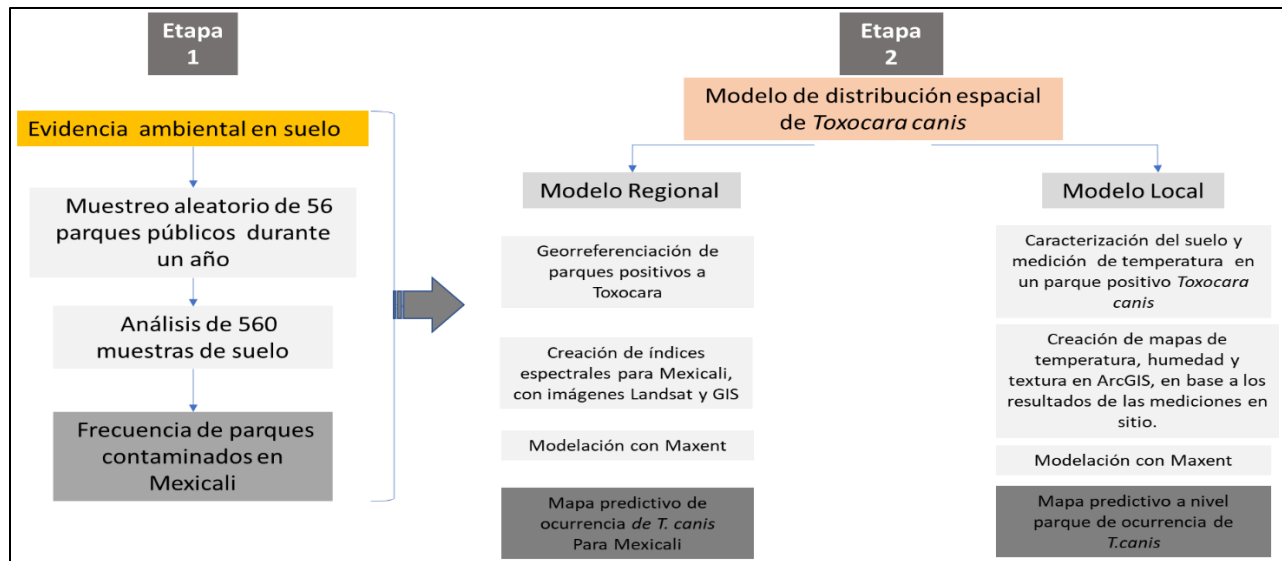


Figura 18 Metodología general

3.2 Etapa 1: Metodología de evidencia en suelo

3.2.1 Área de estudio

De acuerdo con el Instituto Municipal de Planeación e Investigación Urbana, Mexicali tiene 323 parques categorizados de acuerdo con su extensión, equipamiento y proximidad a las viviendas en jardines vecinales, parque de barrio, parque urbano y parque con juegos infantiles.

3.2.2 Tamaño de la muestra

Se utilizó para el cálculo de la muestra la fórmula de población finita (Aguilar-Barojas, 2005).

$$n = \frac{N Z^2 S^2}{d^2 (N-1) + Z^2 S^2}$$

Ec.1

Donde:

n = tamaño de la muestra

N = tamaño de la población

Z = valor de Z crítico, calculado en las tablas del área de la curva normal. Llamado también nivel de confianza.

S^2 = varianza de la población en estudio (que es el cuadrado de la desviación estándar y puede obtenerse de estudios similares o pruebas piloto). En caso de desconocer este dato es común utilizar un valor constante que equivale a 0.5

d = nivel de precisión absoluta. Referido a la amplitud del intervalo de confianza deseado en la determinación del valor promedio de la variable en estudio. Generalmente va del 1% (0.01) al 9% (0.09), siendo 5% (0.05 “a no ser que sea 50%”) el valor estándar usado en las investigaciones.

Sustituyendo:

$N = 323$

$Z = 1.645$

$S^2 = 0.5$

$d = 10 \%$

$$n = \frac{323 (1.65)^2 (0.5)^2}{(0.10)^2 (323-1) + (1.65)^2 (0.5)^2}$$

$n = 56$ parques

3.2.3 Diseño del estudio

Uno de los propósitos centrales de esta investigación es proporcionar información para efectuar intervenciones de salud pública local, por ello se decidió realizar un estudio epidemiológico transversal también conocido como encuesta de frecuencia o estudio de prevalencia. En general, se realiza para examinar la presencia o ausencia de una enfermedad, en relación con la presencia o ausencia de una exposición, ambos hechos ocurriendo en un tiempo determinado y en una población específica (Aschengrau, 2003).

Algunos fines específicos incluyen:

- (a) la estimación de la prevalencia de una de una enfermedad o de factores relacionados;
- (b) la búsqueda de asociaciones entre el evento de interés y factores relacionados, particularmente para generar hipótesis que puedan probarse en diseños más complejos; y
- (c) medir los cambios y evaluar el impacto de intervenciones (Bopha, 2008)

Para que un estudio transversal nos permita realizar inferencias objetivas y que los hallazgos sean generalizables a la población “blanco”, es decir representativos, se requiere el empleo de técnicas de muestreo probabilístico (Álvarez - Hernández, 2015). Este tipo de muestreo otorga la misma

probabilidad, que es diferente de cero, a cada unidad de la población de ser elegible para el estudio, una vez calculado el tamaño de la muestra que resultaron 56 parques, estos fueron seleccionados mediante muestreo sistemático, en el cual los parques fueron seleccionados con intervalos regulares a través de una lista con las direcciones de los parques.

Debido a que esta investigación es una actualización de los datos obtenidos por Tinoco *et al* 2007, se decidió que el muestreo sería durante un año, de febrero 2016 a enero 2017 para estimar la influencia estacional sobre el riesgo potencial de infección con huevos de parásitos intestinales del perro en el suelo, como una mejora al estudio anterior. También se incrementó el tamaño de la muestra en número de parques, sin embargo, se mantuvieron las 10 muestras de suelo por cada parque sumando 560 muestras en total. Cabe destacar que debido al diseño del estudio cada parque fue muestreado solo una vez.

3.2.4 Toma de muestras y análisis

No existe una norma oficial que regule el muestreo de suelo para detección de parásitos, en diferentes artículos se presentan técnicas similares de recolección y análisis de muestras. El número y el volumen de las muestras recolectadas es importante cuando se presentan los resultados como porcentaje de muestras positivas y como concentración de huevo en el suelo (Holland, 2005). Sin embargo, esto ya depende del criterio de cada estudio. Se obtuvieron muestras de cada dirección cardinal y del centro de parque, es decir, 2 de la región norte, 2 del sur, 2 del este, 2 del oeste y 2 del centro, sumando 10 muestras por parque (Mizgajska, 1998). Cada una de las muestras de suelo consistió en la recolección de cuadros de tierra de 20 cm x 20 cm, con una profundidad de 1 cm, que son aproximadamente 400gr, las cuales fueron extraídas con una cuchara de metal, previamente lavada y desinfectada con hipoclorito sódico al 1% en cada muestreo y depositadas en bolsas de plástico con cierre hermético e identificadas (Tinoco, 2007), para enviarlas al Instituto de Investigaciones en Ciencias Veterinarias (IICV) de la UABC y someterla al análisis.

3.2.5 Prueba diagnóstica

Para el análisis parasitológico de las muestras, las mismas se colocaron en recipientes de 1L y se llevó a cabo la técnica de flotación con solución salina (densidad específica de 1.20), debido a su buena tasa de recuperación de huevos (Kleine, 2016) además de su bajo costo. Cada muestra consistió en la homogenización de 66 g de suelo diluido en 1L de solución salina, posteriormente

se analizaron las muestras con base en las características descritas previamente (Zajac, 2012). Se registraron solo datos de presencia / ausencia de *Toxocara canis*, por lo que se consideraron como positivos todos aquellos parques en los que se observó cuando menos un huevo de este parásito (Surgan, 1980; Alonso, 2001).

3.2.6 Análisis estadístico

Para determinar la frecuencia de parques contaminados con huevos de *Toxocara canis* en parques se elaboraron tablas de 2 x 2 (figura 5) donde se considera la presencia/ausencia del fenómeno contra las variables dependientes e independientes.

		Variable 1		
		Presente	Ausente	
Variable 2	Presente	a	b	a + b
	Ausente	c	d	c + d
Total		a+c	b+d	N

Figura 19 Tabla de 2 x 2 de disposición de los resultados de un estudio de prevalencia

Las variables consideradas fueron: tipo de suelo, estación del año y ubicación socioeconómica del parque.

- Tipo de suelo: se consideraron dos categorías, suelo desnudo (tierra sin pasto) y suelo con pasto.
- Estaciones del año: primavera, verano, otoño e invierno.
- Ubicación socioeconómica: se determinó con la ayuda de un plano de tipología de vivienda proporcionado por el Instituto Municipal de Investigación y Planeación Urbana de Mexicali, IMIP. Las categorías fueron Progresivo, Popular, Interés Social, Medio, Residencial. Figura 6

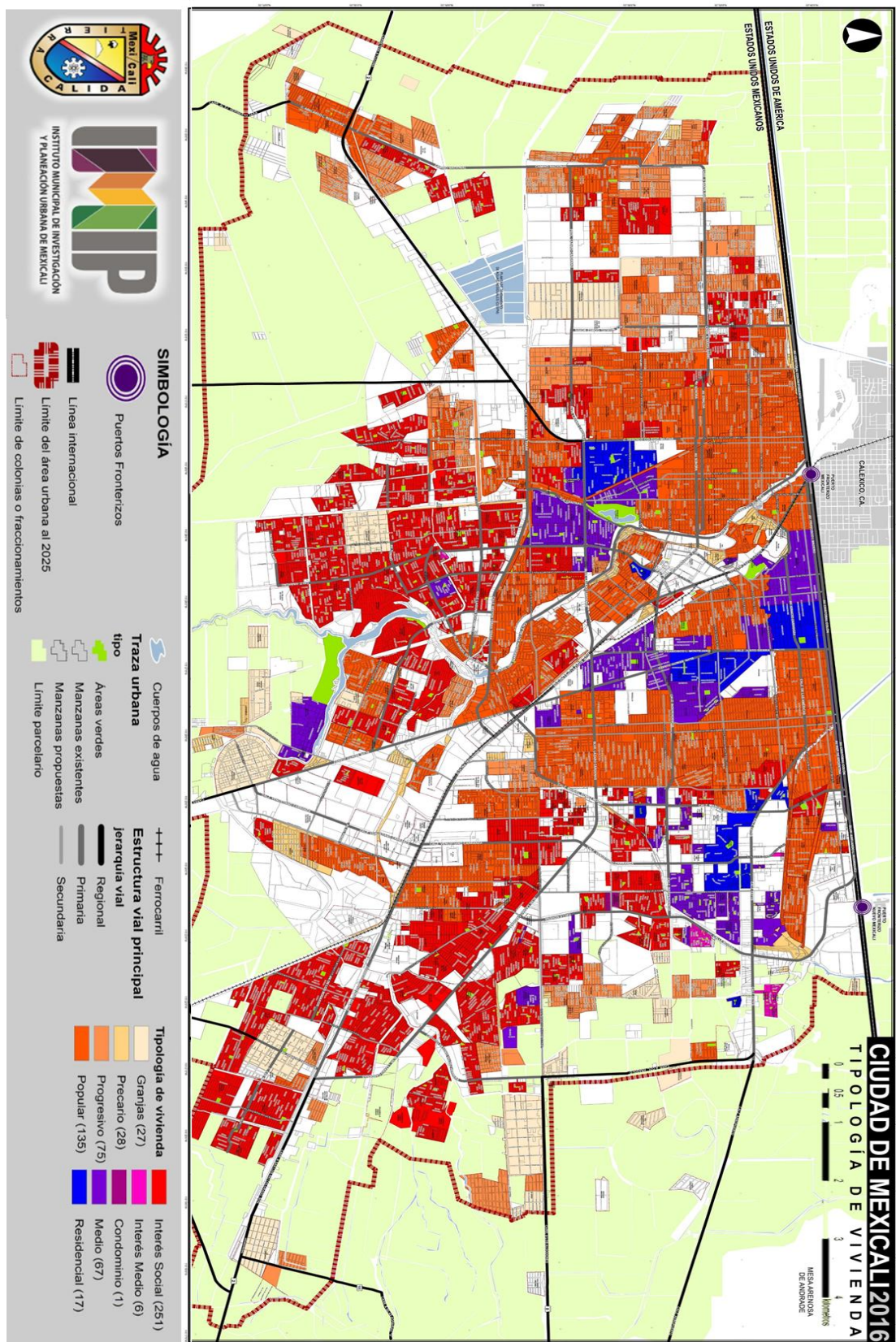


Figura 20 Tipología de vivienda en Mexicali. Fuente: IMIP 2016

El análisis estadístico fue realizado con el programa Statistix 9.0. Se aplicó la prueba estadística de chi cuadrada para el análisis inferencial de las tablas de contingencia de 2 x 2 entre la frecuencia de parques contaminados por huevos de *Toxocara canis* y las variables descritas.

$$\chi^2 = \sum \left[\frac{(f_o - f_e)^2}{f_e} \right]$$

Ec.2

Chi cuadra es la sumatoria

f_e = Frecuencias esperadas

f_o = Frecuencias observadas

3.3 Etapa 2: Modelo de distribución espacial con MaxEnt.

Para la creación del modelo se escogió el software MaxEnt, que estima la probabilidad de distribución desconocida de una especie (Phillips et al. 2006). Es decir, el programa busca la distribución más amplia (de máxima entropía) sujeta a una serie de restricciones (variables ambientales).

La técnica obliga al modelo de distribución a agrupar ciertos rasgos (capas ambientales) de datos empíricos (datos de entrenamiento) y eligiendo la condición de probabilidad que satisface estas limitantes que son lo más uniforme posibles (Buehler & Ungar, 2001).

Algunas de las ventajas de MaxEnt incluyen:

- 1) Requiere solo datos de presencia, pero puede usar datos de ausencia, y en ambos casos en conjunto con variables ambientales.
- 2) Puede usar tanto datos continuos como categóricos y puede incorporar interacciones entre distintas variables.

- 3) Utiliza algoritmos eficientes que han sido desarrollados para garantizar convergencia en una óptima (entropía máxima) distribución probabilística.
- 4) La distribución probabilística de MaxEnt tiene una definición matemática concisa.

3.3.1 Evaluación del modelo.

Para evaluar el desempeño del MDE se tomaron en cuenta dos posibles tipos de errores: 1) El error de omisión, que predice la no presencia de la especie donde realmente está (falso negativo), 2) El error de comisión, que predice la presencia de la especie donde no está (falso positivo). El error de omisión es mucho más importante, y peor, desde el punto de vista científico, ya que no predice lugares de presencia que pueden ser de importancia crucial para la supervivencia de la población, o contener genotipos únicos. El error de comisión, por el contrario, puede ser real o aparente, ya que un falso positivo puede significar o una sobre predicción del modelo o una predicción de nicho potencial de la especie (Naoki et al. 2006). Para la evaluación del modelo se utiliza el índice AUC (área bajo la curva, por sus siglas en inglés).

El estadístico AUC fue obtenido con el mismo programa MaxEnt. El estadístico AUC (Area Under Curve), es el área bajo la curva ROC (Característica de Operación del Receptor, por sus siglas en inglés), en esta curva el eje de las abscisas representa la tasa de presencias incorrectamente clasificadas (1- especificidad) y el de las ordenadas la tasa de presencias correctamente clasificadas, o sensibilidad figura 7. La AUC es la integral definida por esta curva al variar los umbrales de corte. El estadístico AUC, toma valores entre 0 y 1, donde los valores menores a 0,7 indica que la calidad del modelo es pobre, 0,7–0,8 la calidad del modelo es bueno, 0,8–0,9 la calidad del modelo es muy bueno y valores mayores a 0.9 indican una calidad de modelo excelente (Mezaour, 2005). Es decir, si AUC para una prueba diagnóstica es 0,8 significa que existe un 80% de probabilidad de que el diagnóstico realizado a un enfermo sea más correcto que el de una persona sana escogida al azar. Por esto, siempre se elige el modelo que presente una mayor área bajo la curva.

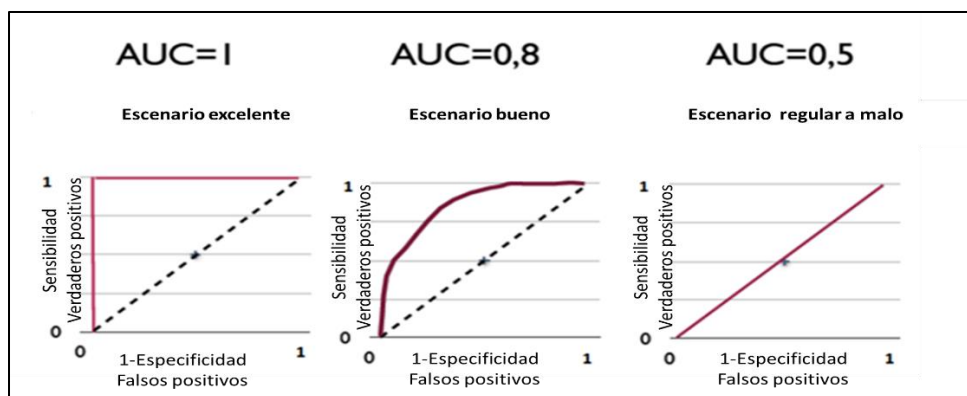


Figura 21 Escenarios Curva ROC (Elaboración propia)

3.4 Modelo regional

3.4.1 Registros de presencia

Los registros de presencia son imprescindibles para generar modelos de distribución. Consisten en pares de coordenadas que ubican en el espacio geográfico localidades en las que se ha detectado la presencia de la especie. En este caso se consideró como datos de presencia las coordenadas geográficas de 28 parques positivos a *Toxocara canis* en Mexicali, resultado del análisis coproparasitológico realizado 2016-2017 (Figura 8).

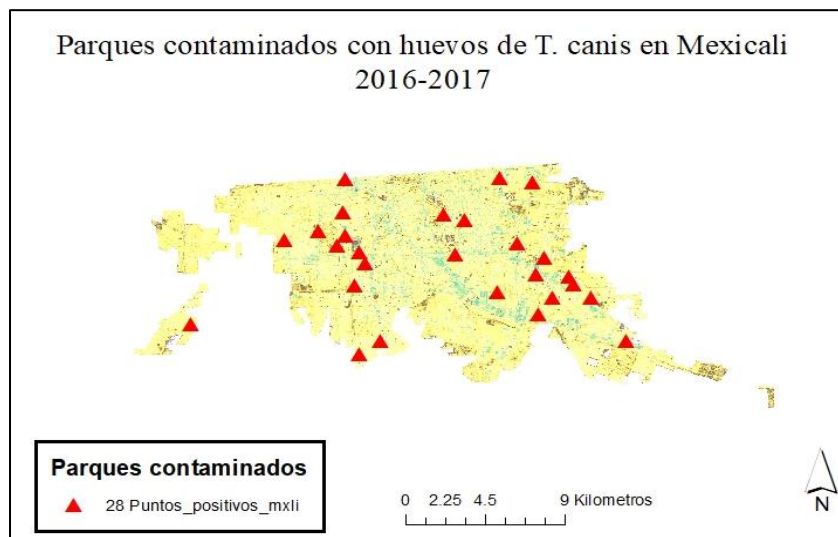


Figura 22 Mapa de parques positivos, 28 datos de ocurrencia para MaxEnt

Los datos fueron formateados para que MaxEnt leyera los archivos de Excel con las siguientes características: Especie seguido de las coordenadas geográficas en UTM de cada parque para después guardar este archivo con extensión “.csv” ver figura 9.

Especie	Longitud	Latitud
Toxocara	641375.1	3615133

Figura 23. Formato de archivo de datos de presencia en Excel

3.4.2 Variables ambientales

La premisa inicial es que la presencia de huevos de *Toxocara canis* está relacionada con condiciones ambientales de humedad, textura de suelo, cobertura vegetal y temperatura. Las variables ambientales se construyeron con índices espectrales de vegetación, agua y temperatura, calculados a partir de 14 imágenes del satélite Landsat 8 (Sensor OLI) descargadas de la página de USGS.gov de los meses de febrero a mayo 2016 y 2017 (periodo de mayor probabilidad de presencia de huevos del parásito).

Debido a la poca continuidad de la información de las estaciones meteorológicas, se decidió utilizar índices espectrales. Los indicadores ambientales utilizados y que se describen en los párrafos siguientes, se seleccionaron porque han demostrado tener un buen nivel predictivo incluso mejor que la obtenida a partir de bases de datos ambientales (Jiang et al., 2014).

- **Índice de vegetación de diferencia normalizada**, también conocido como NDVI (por sus siglas en inglés) es un índice que estima la cantidad, calidad y desarrollo de la cobertura vegetal con base en la respuesta espectral de ésta en un conjunto de bandas (USGS, 2018). Se calcula como la diferencia normalizada entre la banda del rojo (R) y del infrarrojo cercano (NIR).

$$NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)$$

Ec.3

Dónde: NIR= banda 5, R= banda 4

Índice de agua de diferencia normalizada o NDWI (por sus siglas en inglés) provee información de la cantidad de agua que posee la vegetación (estrés hídrico) o el nivel de saturación de humedad del suelo. (Gao, 1996). Cuanto más se acerca a 1, mayor es el contenido de agua. Todos los valores positivos corresponden a agua. (Muñoz Aguayo, 2015). La relación de bandas multiespectrales a analizar estará basada en la banda NIR- Near InfraRed (o infrarrojo cercano) y la banda SWIR- Short Wavelength InfraRed (infrarrojo corto). La ecuación estará basada en la relación entre sus diferencias y sumas:

$$\text{NDWI} = (\text{NIR} - \text{SWIR}) / (\text{NIR} + \text{SWIR})$$

Ec. 4

- **Temperatura superficial terrestre** o LST (por sus siglas en inglés) determina la temperatura de la superficie terrestre a partir de las bandas espectrales térmicas se define como la energía térmica de onda larga que es emitida desde la superficie terrestre (USGS, 2018). Para el cálculo de la temperatura es necesario, NDVI, Banda 10 TIR y Banda 11 TIR (LANDSAT 8). Los datos por tomar en cuenta durante el procesamiento de estas imágenes son la radiancia y constante de temperatura de cada banda, en la figura 10 se describe el procedimiento del cálculo

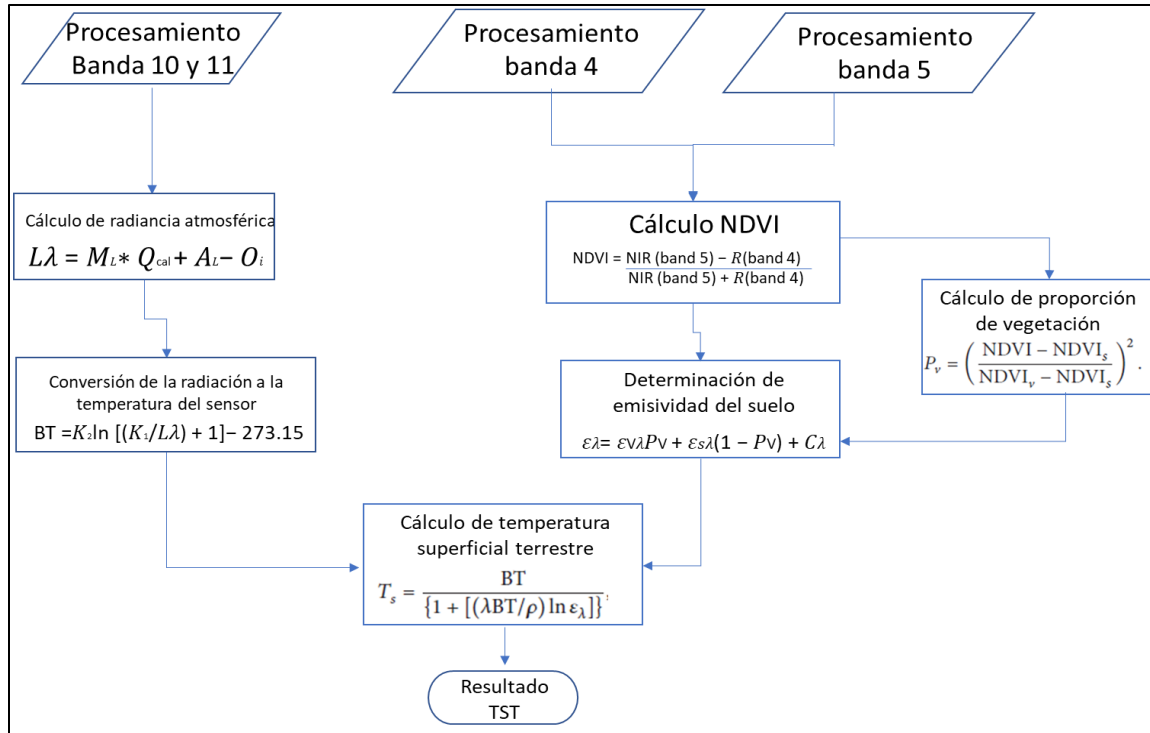


Figura 24 Diagrama de flujo de cálculo de Temperatura superficial terrestre. Modificado de Avdan (2016)

3.4.3 Ejecución del modelo

Una vez ejecutado el programa por primera vez se descartaron las variables ambientales que aportan con 0% al modelo, también se descartaron las variables ambientales que mediante el análisis jackknife no aportan al modelo. Después de descartar estas variables se hizo correr nuevamente el programa para hallar la distribución potencial.

3.5 Modelo local

Se consideró necesario caracterizar un parque para comparar las condiciones físicas reales con la predicción realizada en la modelación regional. Para ello se seleccionó un parque en el que se detectó presencia de *Toxocara canis* y que además fuera un sitio seguro para la instalación del equipo de muestreo. El parque elegido está ubicado en Av. Yucatán y callejón Progreso en la colonia Nueva Esperanza con una superficie de 6984.17m², el cual está equipado con juegos infantiles, áreas verdes, una plaza y una estación de policía, se encuentra en la categoría de jardín vecinal, se muestran algunas fotos en la figura 11.



Figura 25 Parque de la colonia Nueva Esperanza, marzo 2018

3.5.1 Datos de ocurrencia

Para el análisis de suelo se tomaron 10 muestras dentro del parque, las cuales se consideraron positivas. Cada muestra fue georreferenciada con coordenadas UTM y se le asignó un número, los datos fueron formateados para que MaxEnt leyera los archivos de Excel y por último se guardó el archivo con extensión “.csv”.

3.5.2 Variables ambientales

El parque está dividido en 8 triángulos (con pasto en la parte interna y suelo desnudo en el exterior) y una plaza circular de cemento en el centro del parque. Debido a la notoria separación del suelo desnudo y con pasto, cada triángulo se dividió en dos, en la figura 12 se puede apreciar la ubicación de 56 puntos, de los cuales 24 corresponden a áreas sin pasto (triángulo azul) y 32 a áreas con pasto (triángulo rojo).

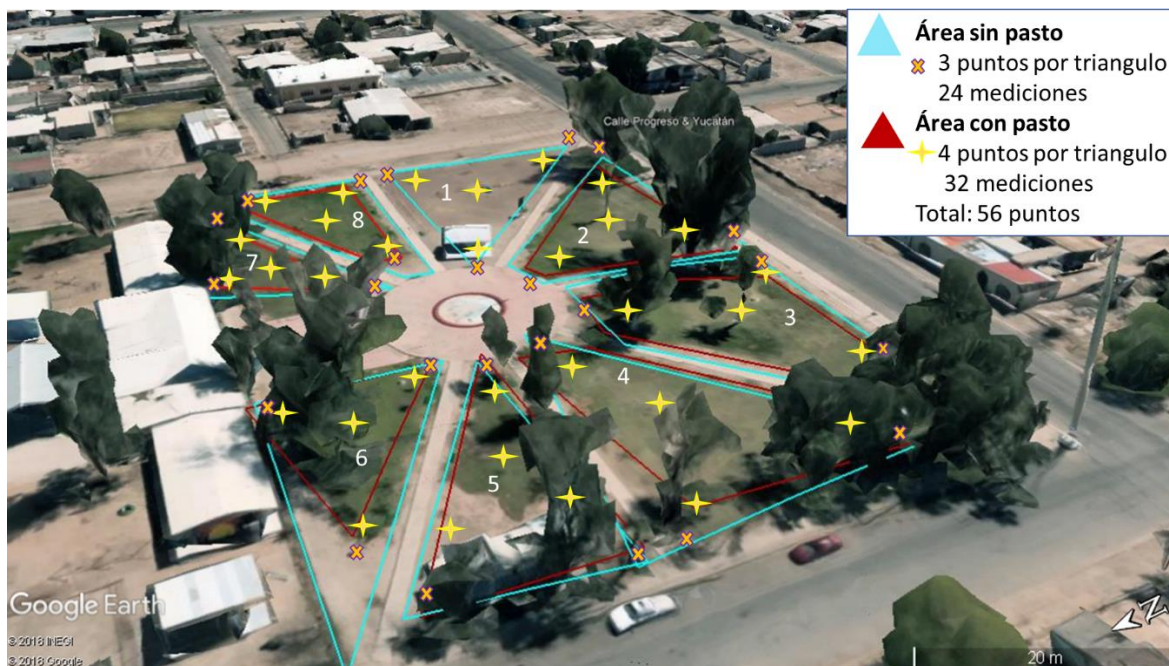


Figura 26 Ubicación de puntos de medición en parque de col. Esperanza

El muestreo tuvo una duración de 12 horas el día 15 de marzo de 2018, con la información recabada se crearon los mapas de temperatura, textura y humedad del suelo. En la figura 13 se menciona el procedimiento con el cual se elaboró cada variable.

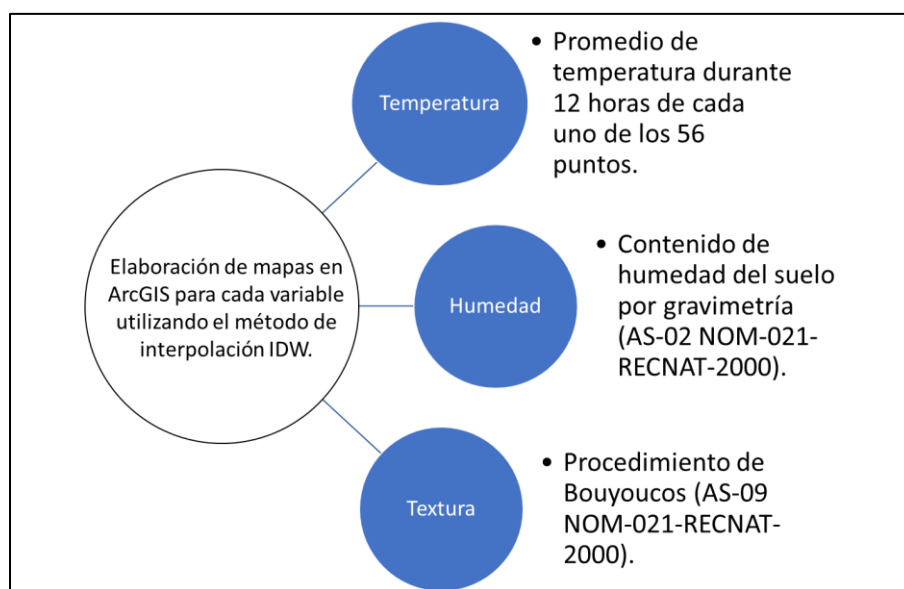


Figura 27 Procedimientos para creación de variables ambientales

3.5.3 Procesamiento de mapas

En la figura 14 se muestra el formato en Excel de un archivo principal en el que se georreferenció cada punto de medición, por ejemplo, el área del triángulo amarillo del 1al 4 corresponde a sitios con pasto, A, B y C son sitios sin pasto, seguidos del valor de temperatura, textura y humedad.

AREA ▾	NO ▾	X ▾	Y ▾	TEMPERATUR ▾	Textura ▾	Humedad ▾
AMARILLO	1	641324.40	3613106.85	22.52	Franco arcillo arenoso con pasto	2.33
AMARILLO	2	641294.96	3613106.64	23.68	Franco arcillo arenoso con pasto	2.33
AMARILLO	3	641304.61	3613117.12	25.86	Franco arcillo arenoso con pasto	2.33
AMARILLO	4	641299.10	3613127.71	24.63	Franco arcillo arenoso con pasto	2.33
AMARILLO	A	641333.01	3613103.00	29.94	Franco arcillo arenoso sin pasto	1.78
AMARILLO	B	641294.72	3613100.05	31.4	Franco arcillo arenoso sin pasto	1.78
AMARILLO	C	641294.66	3613102.66	28.78	Franco arcillo arenoso sin pasto	1.78

Figura 14 Ejemplo de archivo para creación de mapas en ArcGis

Una vez creado el archivo con la información, en el programa de ArcGIS en Spatial analyst se construyen los mapas de cada variable con el método de interpolación IDW, es decir uso del método de la Distancia Inversa ponderada, el cual presupone que la variable que se representa cartográficamente disminuye su influencia a mayor distancia desde su ubicación de muestra (es el método más simple, es inversamente proporcional a la distancia).

3.5.4 Ejecución del modelo

Ya con los datos de presencia y las variables ambientales se ejecuta el programa de Maxent. Una vez ejecutado el programa por primera vez se descartó las variables ambientales que aportan con 0% al modelo, también se descartó las variables ambientales que mediante el análisis jackknife no aportan al modelo. Después de descartar estas variables se hizo correr nuevamente el programa para hallar la distribución potencial

4 Resultados

4.1 Análisis de suelo de parques

En 30 de los 56 parques analizados se encontró la presencia de parásitos, representando el 54%. 1 de cada 2 parques está contaminado con parásitos, en la figura 15 se ubican los sitios positivos en la campaña de muestreo 2016-2017 en Mexicali.

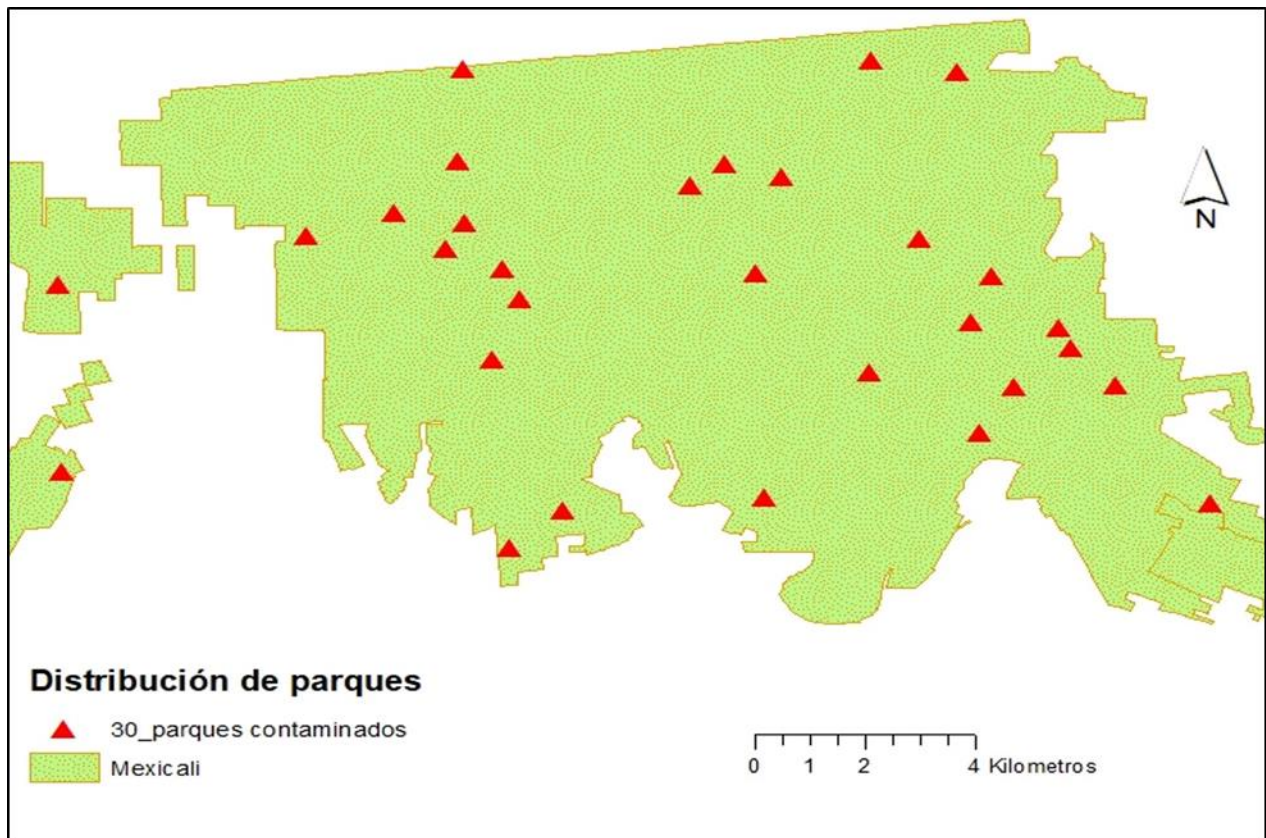


Figura 15 Distribución de parques contaminados con huevos de parásitos en Mexicali 2016-2017

La frecuencia de huevos de *Toxocara canis* (figura 16) fue 46.4% (26/56), adicionalmente se encontró la presencia de huevos de *Ancylostoma caninum* 5.3% (3/56) y *Spirocerca* spp y *Strongylus* spp. (1/56).

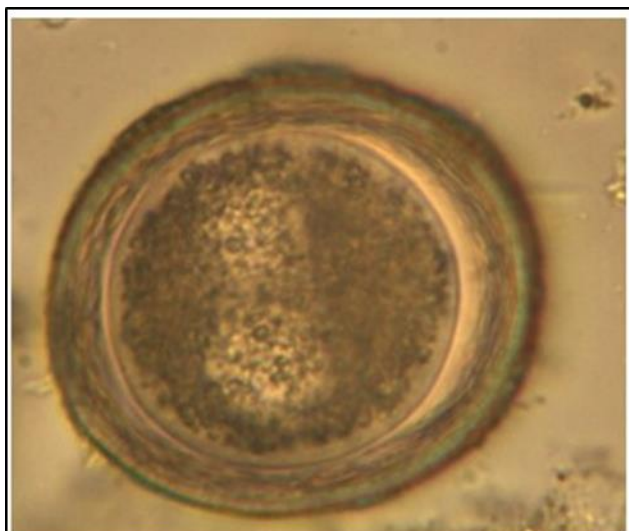


Figura 16 Micrografía de huevo de *Toxocara canis* con resolución 40X encontrado durante 2016-2017

Se observó una diferencia significativa ($P < 0.01$) en la relación de muestras contaminadas (66/560) y la estación del año, siendo la primavera donde existe mayor riesgo de infección, 3.7 veces más respecto al invierno, (Tabla 5).

Tabla 5 Magnitud de asociación entre muestras contaminadas y la estación del año

Estación	(+)	(-)	Total	OR	IC 95%	P
Invierno	4	86	90	1	Referencia	
Otoño	12	118	130	2.1	(0.6-7)	0.17
Verano	4	26	30	3.3	(0.7-14.1)	0.09
Primavera	46	264	310	3.7	(1.3-10.7)	0.01*

Comparación de muestras contaminadas de suelo con base la estación del año. Resultados de la prueba χ^2 (p) y razón de oportunidad (OR) utilizando un intervalo de confianza (IC) del 95%.

La ubicación socioeconómica no fue significativa en el análisis por muestras contaminadas, aun cuando presentaron un riesgo mayor las colonias de nivel progresivo con el 20%, (Tabla 6).

Tabla 6 Muestras contaminadas por nivel socioeconómico

Nivel socioeconómico	(+)	(-)	Total	%
Progresivo	2	8	10	20
Popular	25	205	230	10.86
Interés social	23	177	200	11.5
Medio	13	87	100	13
Residencial	3	17	20	15

Con relación al tipo de suelo, el 8.1% de las muestras positivas se detectaron en suelo desnudo, mientras que el 18.6% se detectaron en suelo con pasto. Resultó 2.5 veces mayor la probabilidad de encontrar parásitos en suelo con pasto que en suelo desnudo, (Tabla 7).

Tabla 7 Contaminación por tipo de suelo

Tipo suelo	(+)	(-)	Total (%)	OR	IC 95%	P
Suelo desnudo	30	337	367 (8.1)	1	Referencia	
Suelo con pasto	36	157	193 (18.65)	2.5	(1.5-4.3)	0.003*

Comparación de muestras contaminadas de suelo en base al tipo de suelo. Resultados de la prueba χ^2 (p) y razón de oportunidad (OR) utilizando un intervalo de confianza (IC) del 95%.

El grado de contaminación fue baja en 25 parques (44.6%) mientras que 3 (5.3%) parques resultaron medianamente contaminados y 2 (3.5%) parques altamente contaminado (Figura 17).

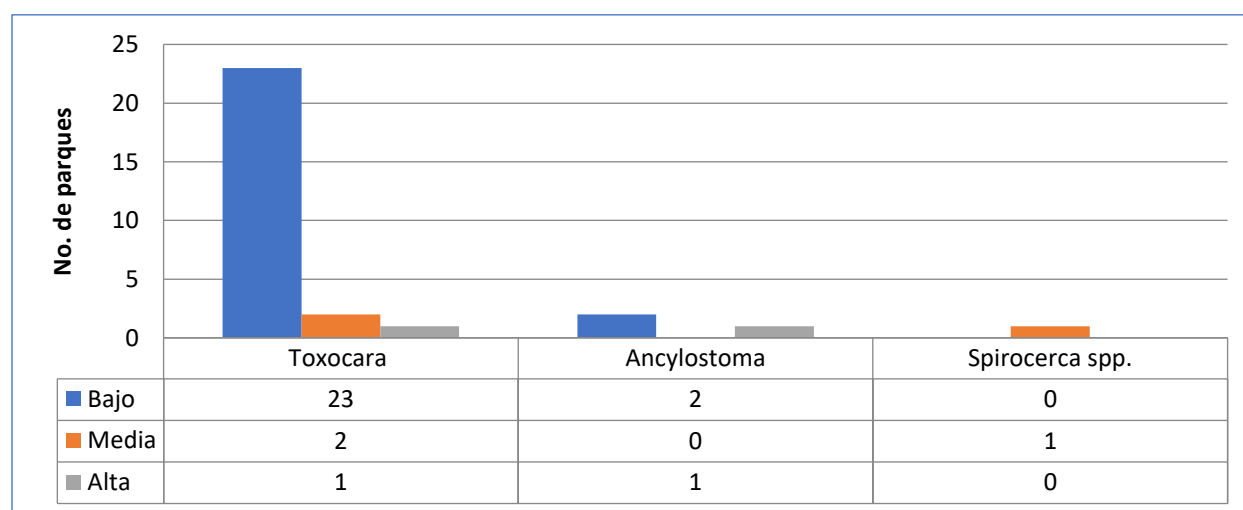


Figura 17 Grado de contaminación de suelo por especie de parásito

4.2 Modelación espacial con Maxent

4.2.1 Modelación regional: Nivel ciudad

Los valores obtenidos mediante la curva ROC son de 0.914 y 0.882 para los datos de entrenamiento y los datos de prueba, respectivamente (ver figura 18), además los valores de p son muy bajos ($p = 0,0001$). De esta manera, se entiende que el modelo propuesto es preciso y puede realizar muy buenas predicciones

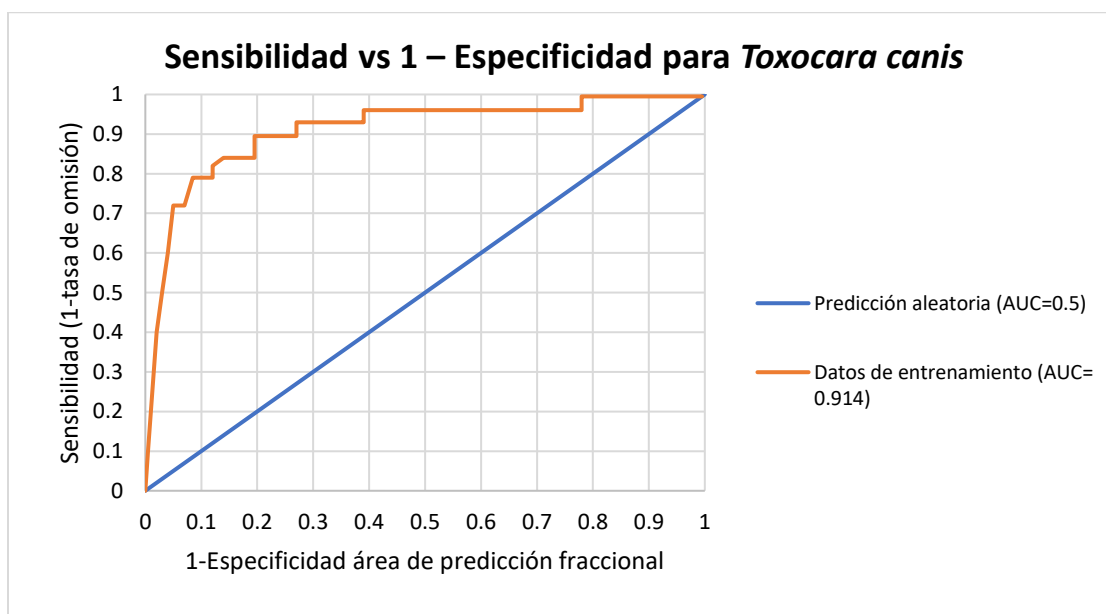


Figura 18 Curva ROC del modelo propuesto

Los resultados de las estimaciones de las contribuciones relativas de las cuatro variables seleccionadas al modelo se muestran en la tabla 8, donde se observa que el NDVI tiene una contribución muy alta (84.7%), que también se presenta en el modelo aleatorio (permutación aleatoria). En la estimación de la contribución de cada variable, en cada iteración del algoritmo de entrenamiento, se agrega la ganancia regularizada. En una segunda estimación se permutan aleatoriamente los valores de cada variable en presencia de entrenamiento y datos de fondo. El modelo se reevalúa en los datos permutados, y el descenso resultante en el AUC de entrenamiento se muestra en la tabla 9, normalizado en porcentajes.

Tabla 8 Contribución de las variables

Variables predictoras	% contribución	Importancia de la permutación
NDVI	89.8	84.7
NDWI	3.6	0
LST	5.9	8.5
DEP	0.6	6.8

Fuente: Elaboración propia.

En la prueba de Jackknife la variable ambiental con mayor contribución individual o cuando se usa aisladamente es el NDVI (ver figura 19), lo que indica que la variable tiene la información más útil al modelo y que tal información no está presente en las otras variables. En otras palabras, los porcentajes de contribución relativa y la prueba Jackknife coinciden en la importancia del NDVI en la predicción de la presencia de *Toxocara canis* en Mexicali.

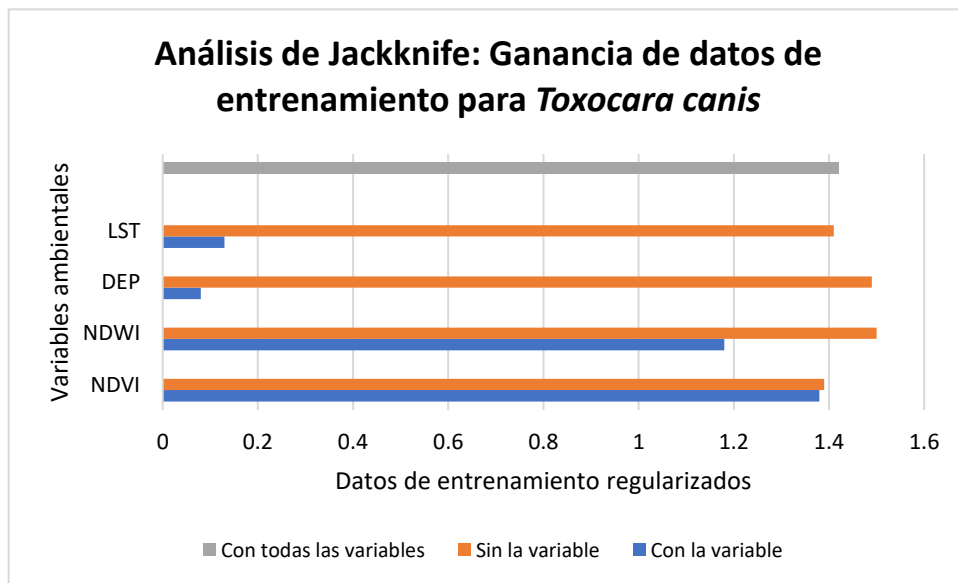


Figura 19 Resultado de la prueba de Jackknife

La predicción de la distribución potencial del suelo contaminado por huevos de *Toxocara canis* se muestra en la figura 20. El mayor nivel de probabilidad ($p = 0.89$) para la distribución de la contaminación del suelo, cubre ligeramente toda la ciudad sobre todo en los espacios verdes.

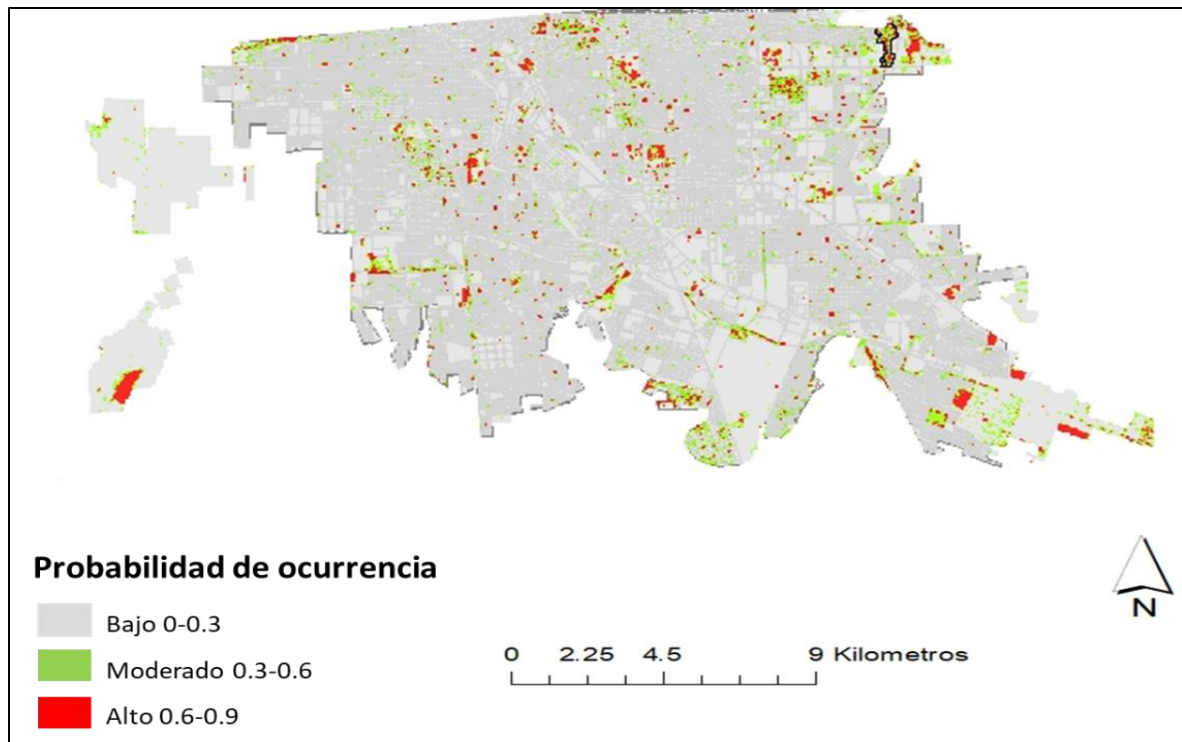


Figura 20 Mapa predictivo de distribución espacial de *Toxocara canis* en Mexicali

Las probabilidades de que se den las condiciones favorables para la sobrevivencia de *Toxocara canis* es de 89% en espacios verdes. La distribución de parques en Mexicali es uniforme, sin embargo, debido al crecimiento urbano hacia las afueras de la ciudad se han construido más zonas residenciales que cuentan con parques.

4.3 Modelación local: nivel parque

Como se explicó en el capítulo anterior para modelar la presencia del parásito a nivel parque fue necesario crear las variables ambientales mediante mediciones en sitio. A continuación, se muestran las capas obtenidas como parte de los resultados del muestreo y trabajo con ArcGIS.

Capa de temperatura: Se distribuyeron en el parque 56 puntos en suelo con y sin pasto. Se registró manualmente con la ayuda de un termómetro digital la temperatura de cada punto cada hora. Los datos obtenidos fueron capturados en una hoja de cálculo para su procesamiento. La temperatura mínima fue de 21°C y la máxima de 35 °C. Como se puede apreciar en la figura 21 las zonas azules corresponden a las áreas de menor temperatura que es donde está el suelo con pasto, mientras que los colores más cálidos coinciden con la superficie sin pasto.

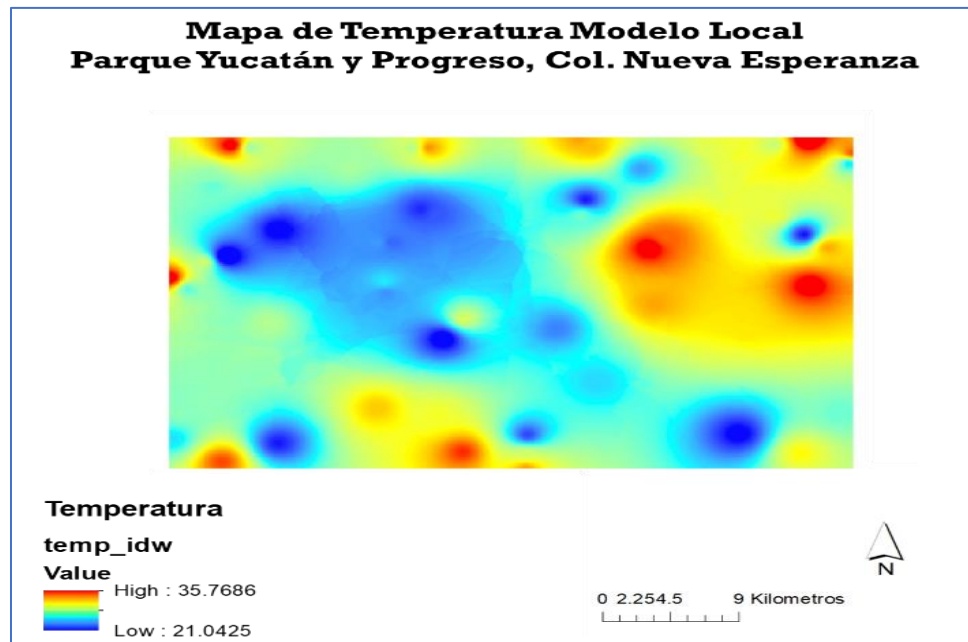


Figura 21 Variable de temperatura (°C) modelo local 15 de marzo 2018

Capa de Humedad: Se tomó una muestra de suelo de cada uno de los 56 puntos. Se llevaron al laboratorio y se determinó el contenido de humedad del suelo por gravimetría (AS-05 NOM-021-RECNAT-2000).

Los resultados de este mapa corresponden a la humedad del suelo a una profundidad de tres centímetros sobre la superficie esto debido a las características de sobrevivencia de *Toxocara canis*, lo que justifica la baja humedad del suelo. El mayor contenido de humedad fue de 2.33% correspondiente a las zonas con pasto, mientras el valor más bajo fue de 1.56%. En la figura 22 se puede observar que las zonas de mayor humedad en azul intenso corresponden a las áreas con pasto.

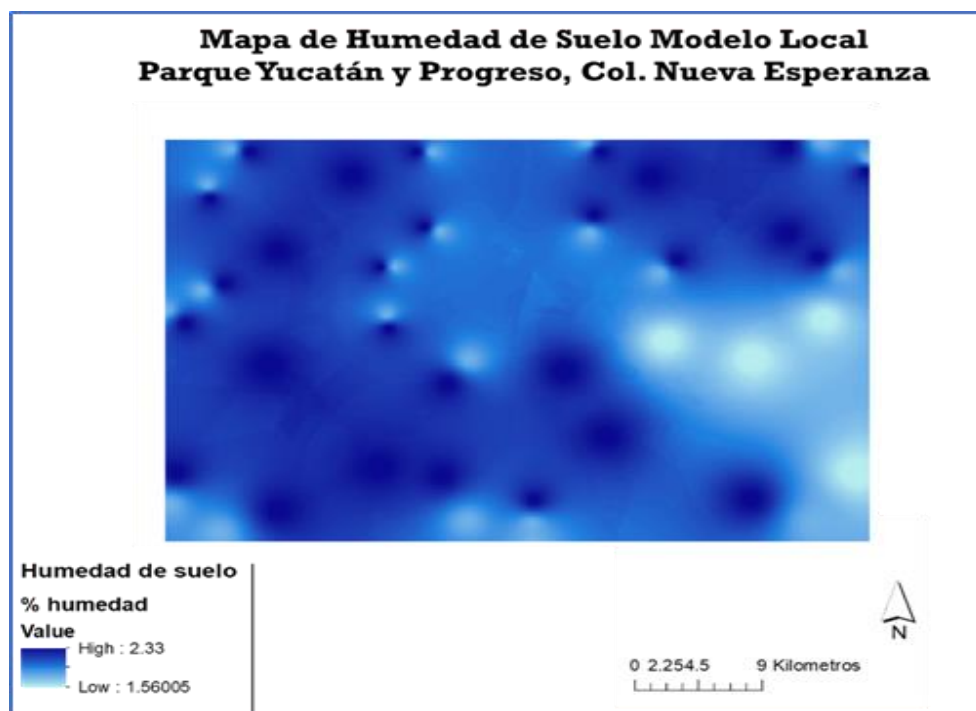


Figura 22 Variable de humedad de suelo modelo local

Capa de Textura: Al igual que las dos capas anteriores se tomó de los 56 puntos una muestra de suelo. Se utilizó el procedimiento de Bouyoucos (AS-09 NOM-021-RECNAT-2000) para determinar la textura de suelo del parque. De acuerdo con la cantidad de arena, limo y arcilla en el suelo se sabe la cantidad de agua y aire que retiene y la velocidad con que el agua lo atraviesa. Las partículas de arena son las más grandes y tienden a contener poca agua, pero permiten una buena aireación. Las partículas de arcilla son muy pequeñas y tienden a acumularse, por lo que el agua no drena bien y poco o nada de aire puede penetrar. Las partículas de limo son de tamaño mediano y tienen propiedades entre las de arena y arcilla.

El análisis arrojó un solo tipo de suelo: franco arcillo arenoso: 35 % arena- 35% limo– 30% arcilla. Este suelo tiene los tres tipos de partículas en cantidades relativamente iguales. El suelo franco es ideal para la mayoría de las plantas de jardín porque retiene mucha humedad, pero también drena bien para que el aire llegue a las raíces (Lerner, 2000). La textura de suelo fue la misma para con o sin pasto, por lo que la clasificación para el mapa fue de tres categorías, franco arcillo arenoso con pasto, franco arcillo arenoso sin pasto y cemento ver figura 23.

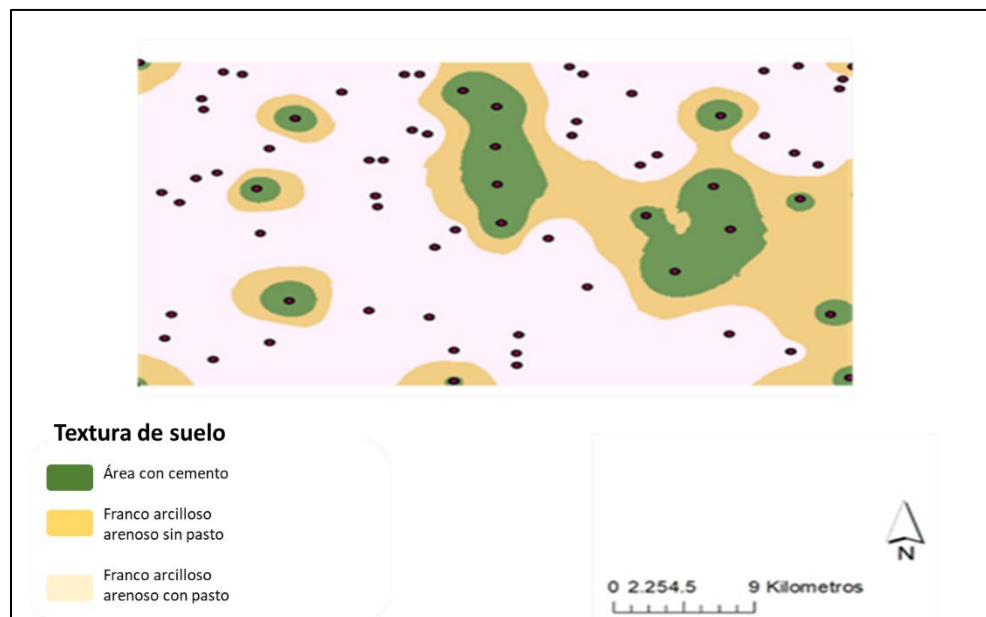


Figura 29 Modelo local: Variable ambiental Textura de suelo, parque Yucatán y progreso, Col. Nueva Esperanza.

4.3.1 Ejecución del modelo

Los valores del modelo AUC (área debajo de la curva) son 0.827 y 0.678 para los datos de entrenamiento y los datos de prueba, respectivamente como se observa en la figura 24. Los valores de p son muy bajos ($p = 0,0001$), lo que indica buenas predicciones.

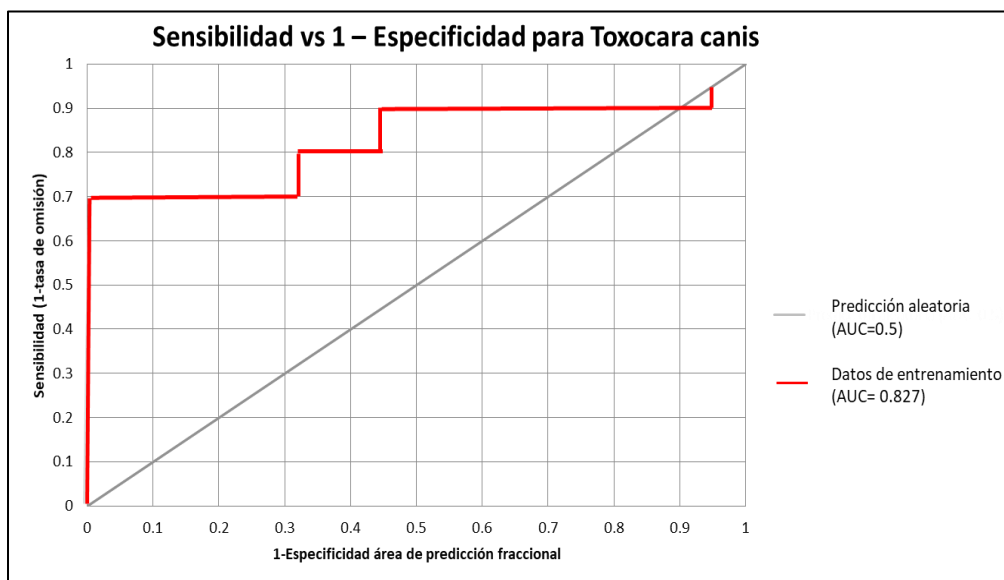


Figura 24 Curva ROC para el modelo local

La variable de mayor contribución fue la humedad con la aportación de 61.4%, seguida de la textura, la temperatura no tiene aportación aparente, ver tabla 9 figura 25.

Tabla 9 Contribución de variables modelo local

Variable	% de contribución	Importancia de la permutación
Humedad	61.4	68.8
Temperatura	38.6	31.2
Textura	0	0

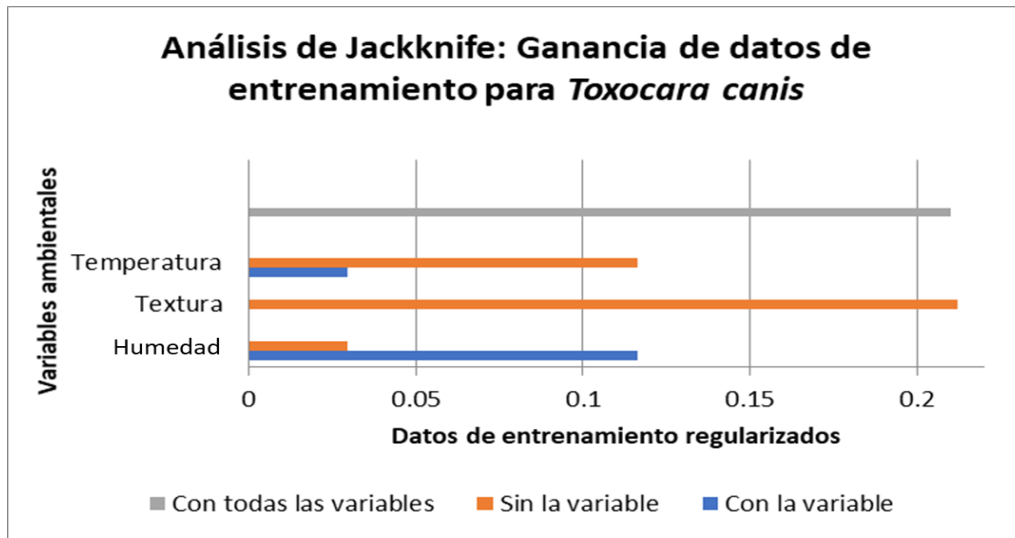


Figura 25 Análisis de Jackknife del modelo local

En la figura 26 se aprecia que las áreas de mayor probabilidad son las que están cubiertas con pasto, mientras que las moderada y baja probabilidad son áreas sin pasto. La zona en azul de muy baja probabilidad corresponde a superficies de cemento.

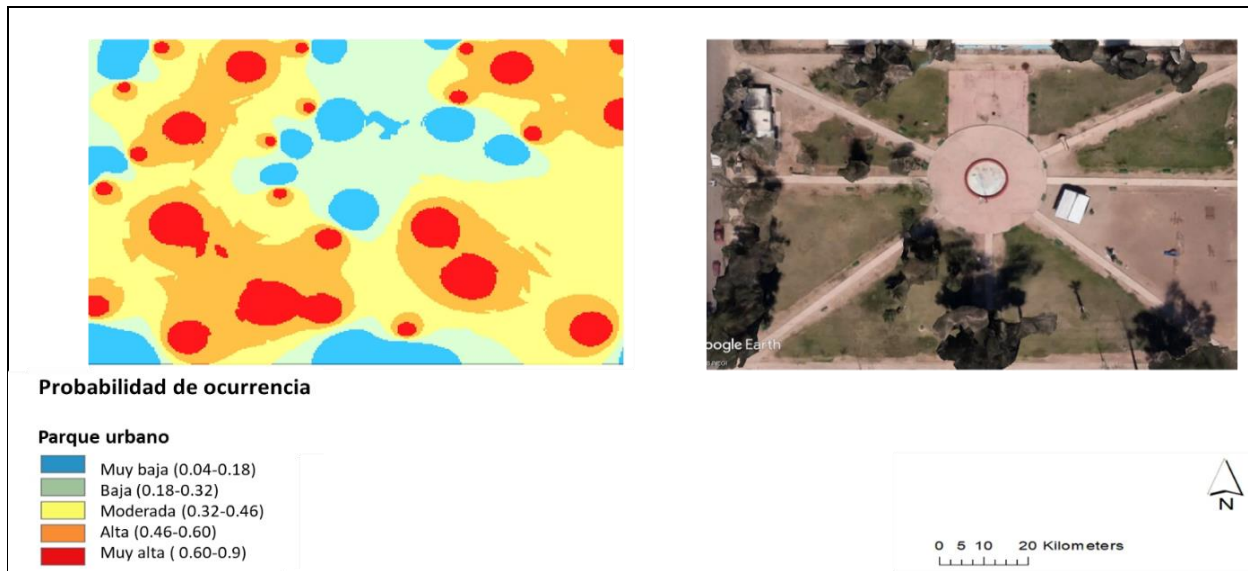


Figura 26 Mapa de probabilidad de distribución de *Toxocara canis* nivel parque

5 Discusión

5.1 Análisis de suelo

Durante el transcurso del año, se encontró una importante variación estacional en la tasa de contaminación por *Toxocara canis*, lo que indica que el riesgo varía dependiendo de la temporada. El parásito puede estar en cualquier estación del año, siendo 3.7 veces mayor el riesgo en primavera, que en el caso de Mexicali sería de febrero a mayo. En estudios realizados en otros países con climas diferentes, experimentaron variación estacional, tal fue el caso en Hannover, Alemania donde se observó un incremento en las tasas de contaminación durante los meses de enero a junio, oscilando entre el 6,5% en septiembre y el 41.3% en febrero, mes en el que además se encontró la mayor tasa de contaminación con huevos infecciosos (Kleine, 2017) sin embargo el riesgo de infección puede ser en cualquier estación del año. En las plazas de Santiago de Chile (Salinas, 2001) encontraron que había mayor riesgo durante el otoño (29.5%), seguido de la primavera (23.8%). Sin embargo, la recuperación de huevos de *Toxocara* spp. en muestras de suelo está influenciada por diversos factores físicos, ambientales y metodológicos, dificultando la evaluación de las variaciones estacionales en la contaminación del suelo por los huevos de parásitos, lo que justifica la escasez de este tipo de investigación (Laird, 2000).

De acuerdo con los resultados anteriores la mayor frecuencia de huevos de *Toxocara canis* en el suelo se encontró en áreas con pasto, dado que los huevos pueden resguardarse del sol y conservar la humedad (Laird, 2000). La frecuencia de contaminación del parásito en el estudio de 2007 fue de 62.5% (20/32) mientras que en el 2016 se presentó 46.4% (26/56), hubo una diferencia de 16.1%, probablemente se deba a una mayor atención por parte del gobierno en dar mantenimiento a las áreas verdes del municipio, a los programas de educación preventiva y tenencia responsable de mascotas por parte de los médicos veterinarios y asociaciones civiles de la región. Sin embargo, se observó durante los muestreos que la gente llevaba a sus mascotas a defecar a los parques y los propietarios no recogían las heces, es por eso por lo que este problema no se ha resuelto en su totalidad, además contribuye la gran cantidad de perros callejeros que portan parásitos y los propagan sin ningún control en los suelos (Trasviña, 2017).

Presencia de otros parásitos

A pesar de que hubo una disminución en la frecuencia de parques contaminados con *Toxocara canis*, también se debe de poner atención a la presencia de *Ancylostoma caninum* (Figura 27), debido a que el tercer estadio de la larva responde a las vibraciones del suelo y a las altas temperaturas, con movimientos parecidos a los de la culebra, lo que parece ayudarlo a encontrar al huésped (Heukelbach, 2008). Al penetrar por la piel causa también la enfermedad de larva migrans cutánea (Bowman, 2010).

La frecuencia de *Ancylostoma* en Mexicali es baja respecto a estudios realizados en otras partes del país como San Cristobal de las Casas, Chiapas donde se reportó una frecuencia de 18.5% (Martínez-Barbabosa, 2008), en Culiacán, Sinaloa se reportó 25.3% (Rubio, 2012).

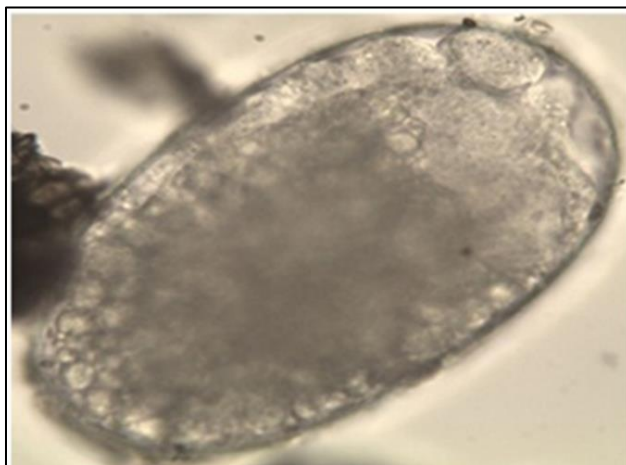


Figura 27. Micrografía de huevo de *Ancylostoma* con resolución 40X

5.2 Distribución espacial en Mexicali

Los resultados del estudio a nivel regional y local indican que la variabilidad espacial en la cubierta vegetal (NDVI) y la humedad del suelo influyen en la distribución de los huevos de *Toxocara canis* y su supervivencia. En el área urbana de Mexicali, la probabilidad de condiciones favorables para la existencia de huevos de *Toxocara canis* es de 89% en espacios verdes, esto es consistente con los resultados de otros estudios que muestran mayores contribuciones en áreas residenciales, bosques y áreas verdes junto a la variable de precipitación (Giacometti, 2000).

La precipitación juega un papel importante en la distribución horizontal de huevos de *Toxocara canis* en todo el suelo (Holland, 2005). A pesar de las bajas precipitaciones y las altas temperaturas de Mexicali, los huevos pueden sobrevivir en suelo de los parques porque son un microclima controlado, el suministro de agua es constante, sería equivalente a la variable de precipitación en otros estudios.

Las características del suelo pueden afectar el tiempo de supervivencia de los huevos de *Toxocara canis* (Gao, 2017). En Mexicali, el suelo de los parques es franco arcilloso arenoso, esto equilibra la permeabilidad y retención de agua y nutrientes, algunas zonas tienen pasto y otras no, lo que favorece diferentes zonas de temperatura y humedad en el propio parque. Se registraron variaciones de temperatura en un rango entre los 21°C y 35°C y la humedad promedio del suelo fue de 1.9% durante el día.

Los huevos necesitan humedad para prevenir la desecación o la deshidratación. De febrero a mayo las temperaturas varían entre 21°C y 35°C. En Filipinas se reportó que los huevos de *Toxocara canis* sobrevivían más en suelos menos ácidos y temperatura relativamente alta (media 31.54 $\pm$ 2.76) y condiciones de alta humedad del suelo (Vachel, 2014). Hotez (2013) informó que de 20°C a 30°C es propicio para que los huevos embrionen. Otro estudio encontró que las temperaturas elevadas aceleraron el desarrollo, así como la degradación de los huevos de *Toxocara canis*, mientras que el rango de humedad se correlacionó directamente con el desarrollo del huevo (Gamboa, 2005).

Está documentado que los huevos de *Toxocara canis* sobreviven hasta dos años en condiciones húmedas, suelos arcillosos y con pasto, siendo sensibles a la luz directa del sol. Por el clima de la ciudad de Mexicali se piensa que hay poca existencia sin embargo se ha demostrado presencia de *Toxocara canis* en el mes de Julio donde las temperaturas superan los 35°C lo que valida que la vegetación independientemente de la temperatura contribuye en mayor medida a su existencia.

5.3 Perros en los parques de Mexicali

Antes de iniciar los recorridos por los parques, la primera hipótesis fue que el perro en situación de calle era la fuente principal de contaminación del suelo debido a su libre tránsito y poca posibilidad de estar desparasitado. Sin embargo, durante los muestreos la visión del problema fue cambiando y se detectó que existen tres clases de perro usuario del parque. El primero es el perro vecino, que vive a los alrededores del parque, no tiene supervisión de su dueño y pasa periodos cortos de tiempo a lo largo del día en el parque (figura 28). Por otra parte, está el perro con dueño que lo llevan a pasear utilizando correa en el trayecto al parque, pero lo liberan al llegar, el perro anda libre en el parque socializando con otros perros y humanos. En tercera instancia se encuentra el perro en situación de calle el cual no pasa todo el día en el parque, rara vez duerme ahí y anda errante por la colonia.



Figura 28 Perros vecinos del parque de la colonia Nueva Esperanza

Se observó en el caso específico de los parques, que los perros en situación de calle son pocos, aunque su ciclo de reproducción es rápido, por las condiciones de abandono su esperanza de vida es más corta con respecto a los perros con dueño, además tiene altas posibilidades de ser capturado por el CEMCA (figura 29) o atropellado en la calle.



Figura 29 Perros capturados por el Centro Municipal de Control Animal de Mexicali

En todos los parques se observó presencia de heces, las cuales nunca eran levantadas por los dueños de los perros. Por otra parte, se platicó con las personas que realizan la limpieza de los parques, y comentaban su inconformidad sobre la mala práctica de permitir que los perros defequen en el parque y no recoger las heces. Incluso tenían identificados a los perros vecinos y los horarios en el que se les permitía salir, así como a las personas que frecuentemente acuden al parque con sus mascotas, las cuales suelen llegar a pie o en carro.

Sin duda el problema de la contaminación del suelo por parásitos está en la falta de responsabilidad y respeto por parte de las personas.

6 Conclusiones y Recomendaciones

El perro es la mascota de mayor popularidad, sin embargo, también el animal con mayor índice de abandono por lo que el perro en situación de calle es un peligro para la salud pública. Los parques públicos son espacios urbanos de interacción donde las personas acuden con niños y mascotas a divertirse, sin embargo, al pasear a los perros rara vez sus propietarios levantan las heces dejándolas por mucho tiempo expuestas al medio ambiente.

Durante el año de muestreo en diferentes colonias de Mexicali, se observó que uno de cada dos parques está contaminado con al menos un parásito intestinal. Se logró evidenciar el riesgo que existe en la ciudad sin embargo la concentración de contaminación por huevos de *Toxocara canis* en este estudio fue de 1.6 huevos por 66 g de suelo. A pesar del número de parques públicos contaminados (30/52), el grado de contaminación de cada parque es bajo, 25 de los 30 parques parasitados resultaron tener de una a tres muestras positivas donde se encontraron también huevos infértiles.

La frecuencia de parques con huevos de *Toxocara canis* disminuyó en 16.1 %, respecto al estudio realizado en 2007, la población humana y canina sigue estando en riesgo, aunado a la contaminación visual que causan las heces en la vía pública, aunque no todas estén contaminadas con *Toxocara*, contribuyen a otras enfermedades parasitarias.

El propósito de medir a escala local (parque) fue probar los resultados del modelo regional (Mexicali) utilizando índices espectrales, donde el NDVI tuvo una mayor contribución. Los parques con césped tienen una temperatura más baja y una humedad más alta que el suelo desnudo, además de la presencia de árboles y el mobiliario urbano genera sombras en algunas áreas, lo que sirve como protección contra la luz solar directa, favoreciendo todas las condiciones para la supervivencia del parásito. Es importante mencionar que este estudio es para conocer posibles áreas de riesgo, pero no significa que estén infectadas.

Esto demuestra que la supervivencia de los huevos de *Toxocara canis* varía de un lugar a otro debido a los cambios en la cantidad de cubierta vegetal. Lo que afirma la hipótesis planteada sobre los factores que determinan la sobrevivencia del parásito. Por lo que se concluye que la cobertura terrestre medida por el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI, por sus siglas en

inglés) y la percepción remota se puede utilizar para rastrear otros parásitos en una escala espacial-temporal.

El fecalismo canino en la vía pública tiene su raíz en la tenencia irresponsable de mascotas, que permiten que los perros vayan al parque o deambulen por las calles liberando al dueño de la responsabilidad de la disposición final de las heces. Las parasitosis se mitigan conforme se apliquen las medidas de higiene adecuadas. Se sugiere crear campañas de sensibilización sobre el impacto que tienen las acciones negativas como no desparasitar y abandonar a un perro en la salud humana y ambiental, así como la implementación de biodigestores de heces caninas en los parques para un mejor manejo de las heces creando un entorno responsable en el que por ninguna circunstancia se abandone indiscriminadamente a otro ser.

Referencias

A

- Alonso, J.M., Stein, M., Chamorro, M.C., Bojanich, M.V. (2001). Contamination of soils with eggs of *Toxocara* in a subtropical city in Argentina. *Journal of Helminthology* 75, 165-168
- Alsos, I. A. (2009). Past and future range shifts and loss of diversity in dwarf willow (*Salix herbacea* L.) inferred from genetics, fossils and modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 223-239.
- Álvarez-Hernández, Gerardo, Delgado-De la Mora, Jesús (2015) Diseño de Estudios Epidemiológicos. I. El Estudio Transversal: Tomando una Fotografía de la Salud y la Enfermedad. *Bol Clin Hosp Infant Edo Son* 2015; 32(1): 26-34
- Anderson, R. L. (2003). Evaluating predictive models of species distributions: Criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162(3), 211-233.
- Araújo, M. W. (2005). Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14(6), 529-538.
- Araújo, M. W., & Fuller, R. (2002). Dynamics of extinction and the selection of nature reserves. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 269(1504), 1971-1980.
- Araújo, M., & Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33(10), 1677–1688.
- Aschengrau A, Seage III G. *Essentials of epidemiology in public health*. Jones & Bartlett Publishers. USA, 2003. 151-5 pp.
- Aussenac G. 2000. Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science* 57: 287-301
- Austin, M. (1980). Searching for a model for use in vegetation analysis. *Vegetatio*, 42(1-3), 11–21.
- Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, 200(1-2), 1-19.
- Austin, M. S. (1989). A new model for the continuum concept. *Vegetatio*, 83, 35-47.
- Austin, M., Cunningham, R., & Fleming, P. (1984). New approaches to direct gradient analysis using environmental scalars and statistical curve-fitting procedures. *Vegetatio*, 55(1), 11-27.

Avcioglu, H. (2011). The relationship of public park accessibility to dogs to the presence of *Toxocara* species ova in the soil. *Vector Borne Zoonotic Dis*, 177-180

B

Bailey, S. H.-Y. (2002). Species presence in fragmented landscapes: Modelling of species requirements at the national level. *Biological Conservation*, 108(3), 307–316.

Barnes, BV, Zak, DR., Denton, SR. Spurr, SH. 1998. *Forest ecology*. 4 ed. New York, USA. John Wiley. 774 p.

Basken. (14 de 4 de 2018). Basken Argentina. Obtenido de <http://www.basken.com.ar/parasitos-intestinales.html>

Becker, A. (2012). Prevalence of endoparasites in stray and forested dogs and cats in Northern Germany. *Parasitol. Res*, 111, 849-857.

Benito de Pando, B. (2009). *Ecoinformatica Aplicada a conservación: simulación de efectos del cambio global en la distribución de la flora de Andalucía*. Granada. Tesis Doctoral. Univ. De la Granada. España. 237 pp.

Benito-Garzón, M. S. (2007). Predictive modelling of tree species distributions on the Iberian Peninsula during the Last Glacial Maximum and Mid-Holocene. *Ecography*, 30(1), 120–134.

Betancourt, M. (2010). *Sobre el origen de las enfermedades infecciosas en los humanos y algunos hechos curiosos*. CDMX: Alfil

Bhopal R. *Concepts of epidemiology. Integrating the ideas, theories, principles and methods of epidemiology*. 2ndEdn. Oxford University Press. New York, USA. 2008: 296-300.

Bonaccorso, E. K. (2006). Pleistocene fragmentation of Amazon species' ranges. *Diversity and Distributions*, 12(2), 157–164.

Borecka A, K. T. (2015). Epidemiology of human toxocariasis in Poland – A review of cases 1978–2009. *Ann Agric Environ Med*, 22, 28-31.

Bourg, N. A. (2005). Putting a CART before the search: successful habitat prediction for a rare forest herb. *Ecology*, 86(10), 2793-2804.

Bowman, D. (2010). Hookworms of dogs and cats as agents of cutaneous larva migrans. *Trends Parasitol*, 26(4), 162-167

Brieman, L., Freidman, J., Olshen, R., & Stone, C. (1984). *Classification and regression trees*. Wadsworth, Belmont, UK: Taylor & Francis Ltd.

Brown, J. (1984). On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist*, 124(2), 255–279.

Brown, J. G. (1983). *Biogeography*. St Louis, MO: Mosby.

Buehler, E. C., & Ungar, L. H. (2001, August). Maximum entropy methods for biological sequence modeling. In *Proceedings of the 1st International Conference on Data Mining in Bioinformatics* (pp. 60-64). Springer-Verlag.

Busby, J. (1986). A biogeoclimatic analysis of *Nothofagus cunninghamii* (Hook.) Oerst. in southeastern Australia. *Australian Journal of Ecology*, 11(1), 1-7.

C

Cabeza, M. A., & Moilanen, A. (2004). Combining probabilities of occurrence with spatial reserve design. *Journal of Applied Ecology*, 41(2), 252–262.

Cachada, A. (2018). Capítulo 1: Soil and Pollution: An Introduction to the Main Issues. En *Soil Pollution* (págs. 1-28). Portugal: Academic Press

CDC (2017). Centers for Disease Control and Prevention (CDC). (En línea) https://www.cdc.gov/parasites/toxocariasis/gen_info/faqs.html

Collins, S. G. (1993). The hierarchical continuum concepts. *Journal of vegetation science*, 4(2), 149-156.

Cooper, P. (2008). *Toxocara canis* infection: an important and neglected environmental risk factor for asthma? *Clin Exp Allergy* (38), 551-553.

D

Decoursey, D. (1992). Developing models with more detail: do more algorithms give more truth? *Weed Technol*, 709–715.

Del Prete GF, D. C. (1991). Purified protein derivative of *Mycobacterium tuberculosis* and excretory-secretory antigen(s) of *Toxocara canis* expand in vitro human T cells with stable and opposite (type 1 T helper or type 2 T helper) profile of cytokine production. *J Clin Invest*, 88, 346-50.

Despommier, D. (2003). Toxocariasis: clinical aspects, epidemiology, medical ecology, and molecular aspects. *Clinical microbiology reviews*, 16(2), 265-272.

Dirnbo, T., Hobbs, R., Lambeck, R., & Caccetta, P. (2002). Vegetation distribution in relation to topographically driven processes in southwestern Australia. *Applied Vegetation Science*, 5(1), 147-158.

E

Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., & Guisan, A. .. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 2, 129-151.

Elith, S. B. (2006). Error and uncertainty in habitat models. *Journal of applied ecology*, 4(3), 413-423.

Esch, K. a. (2013). Clin. Microbiol. Rev. Transmission and Epidemiology of Zoonotic Protozoal Diseases of Companion Animals, 26, 58-85.

F

Fakhri, Y. G.-K. (2018). *Toxocara* eggs in public places worldwide - A systematic review and meta-analysis. *Environmental Pollution*.

Fialho PM, C. C. (2016). A systematic review of toxocariasis: a neglected but high-prevalence disease in Brazil. *Am J Trop Med Hyg.*, 94, 1193-9.

Fitzpatrick, M. H. (2009). The projection of species distribution models and the problem of nonanalog climate. *Biodiversity and Conservation*, 1-7.

Franklin, J. (1995). Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in Physical Geography*, 19(4), 474-499.

G

Gallardo, J. (2012). Infección por *Toxocara canis* y factores de riesgo en niños de la comunidad agua azul, Estado Yaracuy. *Revista de Enfermería y otras Ciencias de la Salud*, 5(1), 21-27.

Gamboa M. (2005). Effects of temperature and humidity on the development of eggs of *Toxocara canis* under laboratory conditions. *Journal of Helminthology*. 79(4): 327-331.

Gao, B. C. (1996). NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote sensing of environment*, 58(3), 257-266.

Gao, X., Wang, H., Li, J., Qin, H., & Xiao, J. (2017). Influence of land use and meteorological factors on the spatial distribution of *Toxocara canis* and *Toxocara cati* eggs in soil in urban areas. *Veterinary parasitology*, 233, 80-85.

García-Cueto, O. R., Jauregui-Ostos, E., Toudert, D., & Tejeda-Martínez, A. (2007). Detection of the urban heat island in Mexicali, BC, México and its relationship with land use. *Atmósfera*, 20(2), 111-131.

García-Cueto, O.R., Santillán-Soto, N. Modeling extreme climate events: Two case studies in Mexico. L.M. Druyan (Ed.), *Climate models*, Croatia, Intech (2012), pp. 137-160

Genchi, C. M. (2011). Changing climate and changing vector-borne disease distribution: The example of *Dirofilaria* in Europe. *Veterinary Parasitology*, 295-299.

Giacometti AC (2000). Environmental and serological evidence for the presence of toxocariasis in the urban area of Ancona, Italy. *Eur.J.Epidemiol.* 16: 1023-1026.

Giriraj, A. I.-U. (2008). Mapping the potential distribution of *Rhododendron arboreum* Sm. ssp. *nilagiricum* (Zenker) Tagg (Ericaceae), an endemic plant using ecological niche modelling. *Current science*, 94(3), 1605-1612.

Glaser, C., Lewis, P., & Wong, S. (2000). Pet-, animal-, and vector-borne infections. *Pediatrics in review*, 21(7), 219.

Gonzalez-Alcaide G, P. J. (2012). Scientific authorships and collaboration network analysis on Chagas disease: papers indexed in PubMed (1940–2009). *Rev Inst Med Trop Sao Paulo*, 54, 219-28.

Graham, C. E. (2008). The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models. *Journal of applied ecology*, 45(1), 239-247.

Guisan, A. Z. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 2(3), 147-186.

Guisan, A., & Broennimann, O. E. (2006). Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation biology*, 20(2), 501-511.

Guisan, A., & Theurillat, J. (2000). Equilibrium modeling of alpine plant distribution: How far can we go? *Phytocoenologia*, 30(3-4), 353–384.

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

H

Heffner, R. B. (1996). Pseudo replication revisited. *Ecology*, 77(8), 2558-2562.

Heikkinen, R. K. (2006). Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography*, 30(6), 751-777.

Heliovaara, K. V. (1991). Quantitative biogeography of the bark beetles (Coleoptera, Scolytidae in northern Europe). *Acta Forestalia Fennica*, 219.

Heukelbach, J. (2008). Epidemiological and clinical characteristics of hookworms-related cutaneous larva migrans. *Lancet Infect Dis.*, 302-309.

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

Holland, C. (2005). *Toxocara*: the enigmatic parasite. Dublin: CABI Publishing.

Holland, J. (1975). Adaptation in natural and artificial systems: an introductory analysis with applications to biology, control and artificial intelligence. University of Michigan Press.

Hortal, J. L.-V. (2007). Limitations of biodiversity databases: Case study on seed-plant diversity in Tenerife, Canary Islands. *Conservation Biology*, 21(3), 853-863.

Hotez P. (2013). “Blue Marble Health”—Neglected Tropical Disease Control and Elimination in a Shifting Health Policy Landscape. *PLoS Negl Trop Dis*. 7(11): e2570

Hotez, P. (2014). Global Christianity and the Control of Its Neglected Tropical Diseases. *PLoS Negl Trop Dis*, 8(11), e3135

Hughes, J. a. (2013). A review of the inter-actions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biol. Conserv.*, 157, 341-351.

I

ISESALUD (2016). Veinte principales causas de enfermedad en Baja California, por grupos de edad. Secretaria de Salud. (En línea) http://www.epidemiologia.salud.gob.mx/anuario/20161/principales/estatal_grupo/bc.pdf

J

Jiang, Y., Wang, T., de Bie, C. A. J. M., Skidmore, A. K., Liu, X., Song, S., ... & Shao, X. (2014). Satellite-derived vegetation indices contribute significantly to the prediction of epiphyllous liverworts. *Ecological indicators*, 38, 72-80.

Jiménez-Valverde, A., Lobo, J., & Hortal, J. (2008). Not as good as they seem: The importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 14(6), 885–890.

K

Kadmon, R. F. (2003). A systematic analysis of factors affecting the performance of climatic envelope models. *Ecological Applications*, 13(3), 853-867.

Kardjadj, M. &-M. (2019). The epidemiology of dog-mediated zoonotic diseases in algeria: proposition of one health control approach. Kardjadj, M., & Ben-Mahdi, M. H. (2019). The epidemiology of dog-mediati New Microbes and New Infections.

Kazacos, K. (2000). Protecting children from helminthic zoonoses. *Contemp. Pediatr*, 95(3), 1-24.

Kleine, A. (2017). Seasonal variation in the prevalence of *Toxocara* eggs on children’s playgrounds in the city of Hanover, Germany. *Parasites Vectors*, 10:28

Küper, W. S. (2006). Deficiency in African plant distribution data—missing pieces of the puzzle. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 150(3), 355-368.

L

Laird, R. (2000). *Toxocara sp.* en parques y zonas públicas de ciudad de la Habana. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 38(2), 112-116.

Lara, R. (1984). Las geohelmintiasis en México y perspectivas de su control. *Salud Publica de Mexico*, 573-578.

Leathwick, J.R., Elith, J., & Hastie, T. (2006). Comparative performance of generalized additive models and multivariate adaptive regression splines for statistical modelling of species distributions. *Ecological Modelling*, 199(2), 188–196.

Lenihan, J. (1993). Ecological response surfaces for North American boreal tree species and their use in forest classification. *Journal of Vegetation Science*, 4(5), 667–680.

Luna, D. (1981). Estudio parasitológico realizado en los perros sacrificados en el centro antirabico de mexicali, baja california durante los meses de mayo y junio de 1981. Mexicali: Tesis de licenciatura. Universidad Autonoma de Baja California. México.

M

Macpherson, C. M. (2012). *Dogs, Zoonoses and Public Health*. 2012; 2nd 173 (2nd ed.). Wallingford, UK: CABI.

Magnaval, J. G. (2001). Highlights of human toxocariasis. *Korean J. Parasit*, 39(1), 1-11.

Martin UO, D. M. (2008). Urban contamination with zoonotic parasites in the central region of Argentina. *Medicina (B Aires)*, 68, 363-6.

Martínez-Barbabosa, I., Gutiérrez Cárdenas, E., Alpízar Sosa, EA., & Pimienta Lastra, R. (2008). Contaminación parasitaria en heces de perros, recolectadas en calles de la ciudad de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. *Veterinaria México*, 39(2), 173-180.

McFeeters, S. K., 1998. The use of normalized difference wáter index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, 17, pp. 1425-1432.

Mezaour A. (2005). Filtering Web Documents for a Thematic Warehouse Case Study: eDot a Food Risk Data Warehouse. In W. S. Kłopotek M.A., *Intelligent Information Processing and Web Mining*. *Advances in Soft Computing*, 31: 269-278. Berlin: Springer

Mizgajaska, H. (1998) The role of environmental factors in biology of genus of *Toxocara* nematodes. *Monografia AWF Poznan (English abstract)* 334, 1–94.

Mizgajska-Wiktor, H., Jarosz, W., Fogt-Wyrwas, R., & Drzewiecka, A. (2017). Distribution and dynamics of soil contamination with *Toxocara canis* and *Toxocara cati* eggs in Poland and prevention measures proposed after 20 years of study. *Veterinary parasitology*, 234, 1-9.

Moore, I. G. (1991). Digital terrain modelling: a review of hydrological, geomorphological, and biological applications. *Hydrological Processes*, 5(1), 3-30.

Moore, I., Norton, T., & Williams, J. (1993). Modelling environmental heterogeneity in forested landscapes. *Journal of Hydrology*, 150 (2-4), 717-747.

Muñoz Aguayo, P. 2015. Índices de vegetación. Centro de Información de Recursos Naturales CIREN. Santiago: CIREN

Muñoz, J., & Felicísimo, A. (2004). Comparison of statistical methods commonly used in predictive modelling. *Journal of Vegetation Science*, 15(2), 285-292.

Munoz-Urbano, M. (2014). Scientific research in malaria: bibliometric assessment of the Latin-American contributions. *Recent Pat Antiinfect Drug Discov*, 9, 209-15.

Murray-Smith, C. B.-F. (2009). Plant diversity hotspots in the Atlantic coastal forests of Brazil. *Conservation Biology*, 23(1), 151-163.

N

Naciones Unidas. (1996). “Programa de Hábitat - Capítulo IV. Plan de Acción Mundial: Estrategias para la Aplicación”. [en línea] www.unhabitat.org/html 07 10 18

Naoki, K., Gómez, M. I., López, R. P., Meneses, R. I., & Vargas, J. (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.

Nicholls, A. (1989). How to make biological surveys go further with generalized linear models. *Biological Conservation*, 50, 51-70.

Noble, D., & Stockwell, I. (1992). Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of data analysis. *Mathematics and Computers in Simulation*, 33(5-6), 385-390.

NOM-021-RECNAT-2000. (2000). Official Mexican standard that establishes the specifications of fertility, salinity and soil classification. Studies, sampling and analysis. 85p. México: Secretariat of Environment and Natural Resources.

O

OMS (2017). Organización Mundial de la Salud. (En línea) <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs366/es/>

Otranto, D. (2010). Diagnosis of canine vector-borne diseases in young dogs: a longitudinal study. *J.Clin. Microbiol.*, 48, 3316-3322.

P

Parviainen, M., Marmion, M., Luoto, M., Thuiller, W., & Heikkinen, R. (2009). Using summed individual species models and state-of-the-art modelling techniques to identify threatened plant species hotspots. *Biological Conservation*, 142(11), 2501-2509.

Paul, J. R. (2009). *The american naturalist*, 173(2), 188-199.

Pearce, J., & Ferrier, S. (2000). An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modelling*, 128(2-3), 127-147.

Peng Y, L. A. (2015). Global trends in DEM-related research from 1994 to 2013: a bibliometric analysis. *Scientometrics*. 2015, 105, 347-66.

Peterson, A. (2006). Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity informatics*, 3, 59-72.

Peterson, A., Stewart, A., Mohamed, K., & Araújo, M. (2009). Shifting global invasive potential of European plants with climate change. *PLoS ONE*, 3(6).

Phillips SR. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modeling*. 190:231–259.

Phillips, S. D. (2004). A maximum entropy approach to species distribution modeling. *Proceedings, Twenty-First International Conference on Machine Learning*. A maximum entropy approach to species distribution modeling (pág. 83). Alberta: In *Proceedings of the twenty-first international conference on Machine learning*.

Phillips, S. D. (2018). Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.1). [en línea] http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent 3 1, 2018

Phillips, S., & Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175.

Phillips, S., Anderson, R., & Schapire, R. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modeling* 190:231–259., 231-259.

Q

Quiroz, H. (1999). *Parasitología y Enfermedades Parasitarias de Animales Domésticos*. Mexico: Limusa.

R

Rabinowitz, P. K. (2013). Toward proof of concept of a one health approach to disease prediction and control. *Emerg Infect Dis*, 19, e 130265.

Ramos JM, G.-A. G.-P. (2013). Bibliometric analysis of leishmaniasis research in Medline (1945–2010). *Parasit Vectores*, 6, 55.

Reglamento de áreas verdes para el Municipio de Mexicali, Baja California (RAVMM). (2005, mayo 6). Periódico Oficial. Baja California, México.

Richardson, D., & Thuiller, W. (2007). Home away from home Objective mapping of high-risk source areas for plant introductions. *Diversity and Distributions*, 13(3), 299–312.

Rodrigues, S. (2018). Human Health Risks and Soil Pollution. En A. C.-S. Armando C. Duarte, *Soil Pollution* (págs. 217-250). Academic Press.

Rodríguez-Sánchez, F. G. (2009). Late Neogene history of the laurel tree (*Laurus* L., Lauraceae) based on phylogeographical analyses of Mediterranean and Macaronesian populations. *Journal of Biogeography*, 36(7), 1270-1281.

Rouget M., R. D. (2001). Predicting invasion dynamics of four alien *Pinus* species in a highly fragmented semi-arid shrubland in South Africa. *Plant ecology*, 152(1), 79-92.

Rubinsky-Elefant, G. H. (2010). Rubinsky-Elefant, G., Hirata, C. E., Yamamoto, Human toxocariasis: diagnosis, worldwide seroprevalences and clinical expression of the systemic and ocular forms. *Annals of Tropical Medicine & Parasitology*, 104(1), 3-23.

Rubio, M. (2012). Canine parasites in soil of public recreation areas in Culiacan, Sinaloa, Mexico. *International Journal of Infectious Disease*, 461

S

Salinas, P. (2001). Revalencia de hallazgo de huevos de *Toxocara canis* en plazas de la Región Metropolitana de la ciudad de Santiago, Chile. *Boletín chileno de parasitología*, 56(3-4), 102-105.

Solano, L. (2008). Influencia de las parasitosis intestinales y otros antecedentes infecciosos sobre el estado nutricional antropométrico de niños en situación de pobreza. *Parasitol Latinoam*(63), 12-19.

Surgan, M. H., Colgan, K. B., Kennett, S. I., & Paffmann, J. V. (1980). A survey of canine toxocariasis and *Toxocara* soil contamination in Essex County, New Jersey. *American journal of public health*, 70(11), 1207-1208.

Sánchez-Flores, E. (2007). GARP modeling of natural and human factors affecting the potential distribution of the invasives *Schismus arabicus* and *Brassica tournefortii* in El

Pinacate y Gran Desierto de Altar Biosphere Reserve. *Ecological Modelling*, 204(3-4), 457–474.

Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10(12), 115–1123.

Swenson, N., Fair, J., & Heikoop, J. (2008). Water stress and hybridization between *Quercus gambelii* and *Quercus grisea*. *Western North American Naturalist*, 68(4), 498–507

Sánchez de la Barquera, M. (2011). Parasitosis intestinales en 14 comunidades rurales del altiplano de México. *Rev.Mex.Patol.Clin.*, 16-25.

T

Taranto, N. J., Passamonte, L., Marinconz, R., Cajal, S. P., & Malchiodi, E. L. (2000). Zoonotic parasitosis transmitted by dogs in the Chaco Salteño, Argentina. *Medicina*, 60(2), 217-220.

Thuiller, W. (2004). Patterns and uncertainties of species'range shifts under climate change. *Global Change Biology*, 10(12), 2020–2027.

Thuiller, W. L. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(12), 8245–8250.

Tinoco-Gracia, L., Barreras-Serrano, A., Lopez-Valencia, G., Tamayo-Sosa, A. R., Rivera-Henry, M., & Quintana-Ramírez, Q. (2007). Frequency of *Toxocara canis* eggs in public parks of the urban area of Mexicali, BC, Mexico. *J Anim Vet Adv*, 6, 430-4.

Tinoco-Gracia, L., Barreras-Serrano, A., López-Valencia, G., Tamayo-Sosa, A. R., Quiroz-Romero, H., & Melgarejo, T. (2008). Seroprevalence of larva migrans of *Toxocara canis* and evaluation of associated risk factors among children in a Mexico-United States border region. *Int J Appl Res Vet Med*, 6(2), 130-6.

Trasviña, E. (2017). Prevalence and distribution of intestinal parasites in stray dogs. *Austral J Vet*, 49(2), 105-111.

.

U

Underwood, E. K. (2004). Predicting patterns of non-native plant invasions in Yosemite National Park, California, USA. *Diversity and Distributions*, 10(5-6), 447–459

USGS. (5 de May de 2018). Landsat missions. U.S. Geological Survey. [en línea] <https://landsat.usgs.gov/using-usgs-landsat-8-product>.

V

- Vachel GR (2014). “*Toxocara* (Nematoda: Ascaridida) and Other Soil-Transmitted Helminth Eggs Contaminating Soils in Selected Urban and Rural Areas in the Philippines,”. The Scientific World Journal. 2014: e6.
- Vargas, J. H. (2004). Modelling distribution patterns in a species-rich plant genus, *Anthurium* (Araceae), in Ecuador. *Diversity and Distributions*, 10(3), 211-216.
- Vázquez, O. (2012). Desconocimiento epidemiológico de la Larva migrans en México. *Revista de Enfermedades Infecciosas en Pediatría*, 25(99), 79.
- Viney, M. G. (2013). Patterns and processes in parasite co-infection. *Adv. Parasitol.* (82), 321-369.
- Von Wehrden, H. Z. (2009). Predictive mapping of plant species and communities using GIS and Landsat data in a southern Mongolian mountain range. *Folia Geobotanica*, Von Wehrden, H., Zimmermann, H., Hanspach, J., Ronnenberg, K., & Wesche, K. (2009). Predictive mapping of plant species an211.

W

- Walker, P., & Cocks, K. (1991). HABITAT: a procedure for modelling a disjoint environmental envelope for a plant or animal species. *Global Ecology Biogeography Letters*, 1(4), 108–118.
- Warren, R. J. (2008). Mechanisms driving understory evergreen herb distributions across slope aspects: as derived from landscape position. *Plant Ecology*, 198(2), 297-308.
- Williams, J. N. (2009). Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distributions*, 15(14), 565-576.
- Williamson, M. (2006). Explaining and predicting the success of invading species at different stages of invasion. *Biological Invasions*, 8(7), 1561-1568.
- Woodhall, D. E. (2014). Neglected parasitic infections in the United States: Toxocariasis. *Am J Trop Med Hyg*, 90(5), 810-813.

Y

- Yee, T., & Mitchell, N. (1991). Generalized additive models in plant ecology. *Journal of Vegetation Science*, 2, 587–602.
- Yesson, C., & Culham, A. (2006). phyloclimatic study of *Cyclamen*. *BMC Evolutionary Biology*, 6.

Z

- Zajac, A. M., & Conboy, G. A. (2012). *Veterinary clinical parasitology*. John Wiley & Sons.
- Zenni, R. W. (2009). Evaluating the invasiveness of *Acacia paradoxa* in South Africa. *South African Journal of Botany*, 75(3), 485–496.
- Zhang L, W. M.-H.-S. (2010). A review of published wetland research, 1991–2008: ecological engineering and ecosystem restoration. *Ecol Eng*, 36, 973-80.
- Zhao, C. N. (2006). Zhao, C., NanGIS-assisted modelling of the spatial distribution of Qinghai spruce (*Picea crassifolia*) in the Qilian Mountains, northwestern China based on biophysical parameters. *Ecological Modelling*, 191(3-4, 193(3-4), 487-500.
- Zinsstag J, S. E.-T. (2011). From “one medicine” to “one health” and systematic approaches to health and wellbeing. *Prev.Vet.Med*, 101, 148-56.
- Zyoud, S. H. (2017). Global toxocariasis research trends from 1932 to 2015: a bibliometric analysis. *Health Research Policy and Systems*, 15, 14.