



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Departamento de Ecología Genética y Evolución

Ecología de *Aedes albopictus* y *Ae. aegypti* (Diptera: Culicidae) en Misiones: importancia relativa y caracterización de sitios de cría

Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en el área: **CIENCIAS BIOLÓGICAS**

Lic. Arturo Andrés Lizuain

Directores de Tesis: Dr. Nicolás J. Schweigmann

Dra. María Soledad Santini

Consejera de Estudio: Mg. Adriana Pérez

Lugar de trabajo: Centro Nacional de Diagnóstico e Investigación en Endemio-epidemias (CeNDIE). Administración Nacional de Laboratorios e Institutos de la Salud “Dr. Carlos G. Malbrán” (ANLIS-Malbrán).

Buenos Aires, Enero 2021

**Ecología de *Aedes albopictus* y *Ae. aegypti* (Diptera: Culicidae) en Misiones:
importancia relativa y caracterización de sitios de cría**

Resumen

Con el objetivo de evaluar la importancia relativa y la interacción entre *Aedes albopictus* y *Aedes aegypti* en la provincia de Misiones se estudiaron dos ambientes de distinto grado de urbanización y se realizaron ensayos de competencia en laboratorio. *Aedes albopictus* presentó mayor abundancia que *Aedes aegypti* en el ambiente rural; estuvo más presente en recipientes de menos de 10 litros; y resultó asociado negativamente a la temperatura. En cambio, *Aedes aegypti* fue más abundante en criaderos de 1-100 litros, principalmente en el ambiente urbano, y estuvo modulado negativamente por la presencia de depredadores en el ambiente rural. La relación entre ambas especies mostró indicadores tanto positivos como negativos que podrían estar relacionados con semejanzas en sus historias de vida y a relaciones competitivas. En laboratorio, preponderaron los efectos intraespecíficos para *Aedes aegypti*, e inter e intraespecíficos para *Aedes albopictus*. La baja abundancia en Argentina de esta especie de origen tropical estaría determinada por las temperaturas. Sin embargo, a diferencia de lo que ocurre en Norteamérica donde la baja abundancia de *Ae. aegypti* en ambientes rurales está asociada a ventajas competitivas de *Ae. albopictus*, en Misiones estaría relacionada a una mayor cantidad de depredadores.

Palabras clave: *Aedes albopictus*, *Aedes aegypti*, abundancia, competencia, predadores.

**Ecology of *Aedes albopictus* and *Ae. aegypti* (Diptera: Culicidae) in Misiones:
relative importance and characterization of breeding sites**

Abstract

To evaluate the relative importance and interaction between *Aedes albopictus* and *Aedes aegypti* in the province of Misiones, two environments with different degrees of urbanization and laboratory competence test were carried out. *Aedes albopictus* was more abundant than *Aedes aegypti* in the rural environment; it was more present in containers of less than 10 liters; and it was negatively associated with temperature. *Aedes aegypti* was more abundant in 1-100 liters breeding site, mainly in the urban environment, and negatively modulated by the presence of predators in the rural environment. The relationship between the two species showed both positive and negative indicators that could be related to similarities in their life histories and to competitive relationships. In the laboratory, intraspecific factors for *Aedes aegypti* preponderated; while for *Ae. albopictus*, inter and intraspecific factors. The low abundances in Argentina of this species of tropical origin would be determined by the temperatures. However, unlike in the Northern Hemisphere where the low abundances of *Aedes aegypti* in rural environments are associated with competitive advantages of *Ae. albopictus*, in Misiones would be associated with a greater number of predators.

Keywords: *Aedes albopictus*, *Aedes aegypti*, abundance, competition, predators

::Agradecimientos::

A Nicolás y Soledad. Gracias por acompañarme en esta etapa, por darme la libertad para trabajar y depositar su confianza.

A Marina, Maxi y Lucia. Gracias por acompañarme en los muestreos y en los ensayos de laboratorio. Marina sos una gran amiga y compañera de trabajo. Crecí un montón junto a vos. Maxi, gracias por estar siempre en el laboratorio y ayudarme en las fotos de las alas. Lucía, gracias por brindarme siempre tu apoyo.

A mis compas del CeNDIE. Euge, Mante, Ana, Emmaría, Andrea, Rocío, María, Pablo, Mariano, Johana, Fito y Fanu. Gracias por alentarme constantemente.

A mis amigos y amigas de la “Facu”. Cons, Romi, Juli, Aili, Eve, Bren, Marie, Manu, Leo, Fran. Gracias por los momentos compartidos y sus aportes. En especial a Romi. Con esas charlas que tuvimos en durante la cuarentena me has ayudado un montón.

A mis amigos y amigas Mara, Madi, Bren, Cabi, Andre, Bea y Bocha. Por estar siempre en mi vida en todo momento. Esto sin ustedes tampoco hubiese sido posible.

A los técnicos de la municipalidad de Eldorado y del Ministerio de Salud de la Nación, quienes colaboraron y estuvieron siempre bien predispuestos para el trabajo de campo.

A mi familia. A Tono, Lili, Juan, Santi, Fede, Juana, Sofi, Juli y Dieguito. Siempre fueron un gran apoyo y sostén. ¡Los amo!

A Eze. Fuiste crucial para que pueda hacer la tesis. Gracias por bancarte mis ausencias por los muestreos y por el ensayo de laboratorio. Por escucharme, tenerme paciencia, acompañarme, alegrarte conmigo cuando avanzaba, y hasta por leer la tesis. ¡Te amo con todo mi ser!

Índice

Resumen.....	2
Abstract	3
::Agradecimientos::	4
::Índice de figuras::	8
::Índice de tablas::	10
::Estructura de la tesis::	12
 Capítulo 1. Introducción general y objetivos	14
1.1. Introducción general	15
1.2. Objetivo general	29
 Capítulo 2. Área de estudio y metodología de trabajo de campo	31
2.1. Área de estudio	32
2.2. Colecta de estados preimaginales de culícidos y determinación	34
2.3. Variables meteorológicas	37
 Capítulo 3. Ensamblajes de culícidos de hábitats artificiales en dos ambientes con distinto grado de urbanización	39
3.1. Introducción	40
Objetivo general	43
3.3. Análisis de datos.....	43
Composición de los ensambles	43
Predadores.....	45
Esfuerzo de colecta y caracterización de los criaderos	46
3.3. Resultados	46
Esfuerzo de colecta y caracterización de los criaderos	46
Composición de los ensambles	48
Predadores.....	55
3.4. Discusión	57
 Capítulo 4. Abundancia y ocurrencia de especies de culícidos con énfasis en <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i>.	62
4.1. Introducción	63
 SECCIÓN A: Abundancia y ocurrencia de especies de culícidos en criaderos artificiales	67
Objetivo general	67
4.A.1. Análisis de datos	67

Variación de la abundancia y presencia de culícidos en criaderos	67
Asociación entre especies de culícidos	70
4.A.2. Resultados.....	71
Abundancia y presencia de <i>Ae. albopictus</i>	71
Abundancia y presencia de <i>Ae. aegypti</i>	74
Abundancia de <i>Cx. quinquefasciatus</i> y <i>Ae. fluviatilis</i>	78
Asociación entre especies.....	79
 SECCIÓN B: Abundancia, presencia y coexistencia de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i> en ambientes con distinto grado de urbanización.....	81
Objetivo general.....	81
4.B.1. Análisis de datos.....	81
Comparación entre <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i>	82
Variabilidad de indicadores de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i>	83
Coexistencia entre <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i>	87
4.B.1. Resultados	87
Índice de Vivienda.....	87
Índice de Recipiente	90
Índice de Breteau	93
Coexistencia.....	95
Abundancia	96
Pupas	99
4.2. Discusión	102
 Capítulo 5. Evaluación de la competencia interespecífica e intraespecífica entre <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i>	112
5.1. Introducción	113
Objetivo general.....	116
5.2. Metodología	116
Recolección y cría de las poblaciones	116
Diseño experimental.	118
5.3. Resultados	123
Tasa de crecimiento (λ').....	123
Supervivencia	124
Tiempo de desarrollo	126
Tamaño de los adultos.	128
5.4. Discusión	129

Capítulo 6. Discusión general.	136
6.1. Discusión general	137
Referencias bibliográficas	147
ANEXO	168

::Índice de figuras::

Figura 1.1. Distribución mundial de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i> .	16
Figura 1.2. Ciclo de vida de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i> .	16
Figura 1.3. Patrón de escamas observadas en el tórax de hembras adultas de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i> .	17
Figura 1.4. Diferencias taxonómicas entre los estadios larvales 4 de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i> .	22
Figura 1.5. Provincias con registros de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i> en Argentina y municipios de Corrientes y Misiones con presencia de <i>Ae. albopictus</i>	26
Figura 2.1. Área de estudio. a) Provincia Misiones. b) Ciudad de Eldorado. c) Localidad de Colonia Aurora.	34
Figura 3.1. Proporción según la zona y análisis de correspondencia para el tipo de recipiente y para la categoría de volumen	47
Figura 3.2. Abundancia relativa (%) de especies de culícidos según zonas y periodo de colecta.	49
Figura 3.3. Análisis de Componentes Principales (ACP) de la abundancia de culícidos de cada zona y tipo de recipiente	51
Figura 3.4. Estimación media (barras) y error estándar (línea) del logaritmo natural de la abundancia de <i>Ae. aegypti</i> (aeg), <i>Ae. albopictus</i> (alb), <i>Ae. fluviatilis</i> (flu), <i>Cx. quinquefasciatus</i> (qui), <i>Cx. coronator</i> (cor) y <i>Lz. bigoti</i> (big) por bootstrap en cada tipo de recipientes en los municipios de Colonia Aurora y Eldorado.	54
Figura 3.5. Cantidad de individuos por criadero de <i>Toxorhynchites spp</i> y <i>Lt. bigoti</i> en las tres zonas.	55
Figura 3.6. Modelo seleccionado para explicar la presencia de predadores en criaderos. Las variables explicativas fueron el Municipio y el Recipiente.	57
Figura 4.1. Modelo seleccionado de abundancia y presencia de <i>Ae. albopictus</i> .	72
Figura 4.2. Modelo seleccionado de abundancia y presencia de <i>Ae. aegypti</i> .	77
Figura 4.3. Modelos seleccionados de la abundancia de <i>Cx. quinquefasciatus</i> y <i>Ae. fluviatilis</i> .	79
Figura 4.4. Valores predichos de los modelos seleccionados del IV de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i>	89
Figura 4.5. Valores predichos de los modelos seleccionados del IR de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i>	92
Figura 4.6. Índice de Breteau de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i> en función de las variables seleccionadas en los Modelos Lineales Generalizados.	95
Figura 4.7. Análisis de Correspondencias y Proporciones de criaderos con presencia de <i>Ae. albopictus</i> (alb), <i>Ae. aegypti</i> (aeg), coexistencia (alb.aeg) y ausencia (sin) de ambas según la zona (rural, suburbano, rural).	96
Figura 4.8. Valores predichos de los modelos seleccionados de abundancia de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i>	99
Figura 4.9. Valores predichos del modelo seleccionados del número de pupas de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i> .	101
Figura 5.1. Jaulas de cría de mosquitos.	117

Figura 5.2. Tarros Experimentales (TE) utilizados en la experiencia..	119
Figura 5.3. Ala de un culícido, donde se marcan la longitud del ala (AB). Cu: vena cubital; f: franja de escamas.....	120
Figura 5.4. Media y error estándar de la tasa de crecimiento de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i> para cada combinación de tratamiento y cantidad de alimento.	124
Figura 5.5. Supervivencia de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i> según tratamiento y tipo de alimentación..	125
Figura 5.6. Tiempo de desarrollo a adulto (TDA, en días) de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i> según el tipo de tratamiento y sexo.....	127
Figura 5.7. Tamaño del adulto (en mm) según los modelos seleccionados para <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i> ..	129

::Índice de tablas::

Tabla 2.1. Abreviatura y descripción de las variables meteorológicas	38
Tabla 3.1. Número de viviendas, recipientes y criaderos inspeccionados en cada periodo de muestreo en las tres zonas de estudio.....	46
Tabla 3.2. Media y rango de la riqueza específica según zona y tipo de recipiente .	50
Tabla 3.3. Contribución porcentual a la diferencia entre la zona rural de Colonia Aurora y las zonas urbanas y suburbanas/vegetadas de Eldorado.	52
Tabla 3.4. Individuos recolectados de cada especie de culícidos por zona y tipo de recipiente.....	53
Tabla 4.1. Abreviatura y descripción de las variables bióticas utilizadas como posibles variables explicatorias de la abundancia y presencia de culícidos en criaderos.	68
Tabla 4.2. GLMM seleccionado para explicar la variabilidad de la abundancia y presencia de <i>Ae. albopictus</i> en criaderos.	73
Tabla 4.3. GLMM seleccionado para explicar la variabilidad de la abundancia y presencia de <i>Ae. aegypti</i> en criaderos.	75
Tabla 4.4. GLMM y GLM seleccionados para explicar la abundancia de <i>Cx. quinquefasciatus</i> y de <i>Ae. fluviatilis</i>	78
Tabla 4.5. Coeficiente de asociación C_8 de Hulbert para las especies más abundantes en los criaderos de Colonia Aurora y Eldorado	80
Tabla 4.6. Abreviatura y descripción de las variables bióticas utilizadas como posibles variables explicatorias de la abundancia y presencia de culícidos en los ambientes.	84
Tabla 4.7. Índices de Vivienda (%) de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i> en cada mes y zona evaluada y el promedio para cada zona.	88
Tabla 4.8. GLMs seleccionados para explicar la variación del IV de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i>	89
Tabla 4.9. Índices de Recipiente (%) de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i> para cada mes y zona evaluada y el promedio para cada zona.	91
Tabla 4.10. GLM y GLMM seleccionados para la variación del IR de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i>	92
Tabla 4.11. Índices Breteau de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i> para cada mes y zona evaluada y el promedio para cada zona.	93
Tabla 4.12. GLMM y GLM seleccionados para explicar la variación del IB de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i>	94
Tabla 4.13. Número total de individuos recolectados y promedio de $\ln(\text{individuos} + 1)$ por criadero más error estándar estimado por Bootstrap..	97
Tabla 4.14. GLMs seleccionados para explicar la variación de la abundancia total de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i>	98
Tabla 4.15. Número de pupas de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i> para cada mes y zona evaluada y el promedio para cada zona..	100
Tabla 4.16. GLM y GLMM seleccionados para la variación de la cantidad de pupas de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i>	102
Tabla 5.1. Anova con Permutación para la tasa de crecimiento de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i>	124

Tabla 5.2. GLM seleccionados para la supervivencia de <i>Ae. aegypti</i> y <i>Ae. albopictus</i> .	
.....	126
Tabla 5.3. GLMMs seleccionados para el TDA de <i>Ae. albopictus</i> y <i>Ae. aegypti</i>	127
Tabla 5.4. GLMMs seleccionados para el tamaño de <i>Ae. albopictus</i> y de <i>Ae. aegypti</i> ..	
.....	128

::Estructura de la tesis::

Para abordar la presente tesis la misma fue organizada en 6 capítulos.

Capítulo 1. Presenta los conocimientos actuales sobre la biología y ecología de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*. Además, se presentan los objetivos generales, específicos y la hipótesis de trabajo.

Capítulo 2. Describe el área de estudio y la metodología de trabajo de campo utilizada para los capítulos 3 y 4.

Capítulo 3. Dividido en introducción, metodología de análisis de datos, resultados y discusión general. Consta del estudio realizado para identificar y evaluar los ensambles de culícidos que crían en recipientes artificiales en dos municipios con diferencias en el grado de urbanización y según el tipo de criadero. Presenta su propia introducción, metodología de análisis de datos, resultados parciales y discusión general.

Capítulo 4. Consta de dos análisis en donde se evalúan la abundancia y presencia de las especies más comunes de culícidos. La primera sección evalúa la asociación y la abundancia y presencia de las especies más frecuentes en criaderos. Luego, en la segunda sección se estudian la abundancia y presencia de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* en ambientes con distinto grado de urbanización.

Capítulo 5. Presenta un ensayo de competencia inter e intraespecífica entre *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*. Presenta su propia introducción, metodología, resultados parciales y discusión general.

Capítulo 6. En el último capítulo, a partir de todos los trabajos realizados, se realiza una conclusión sobre el aporte de esta tesis, se discuten los resultados y se proponen estudios complementarios para responder nuevas hipótesis planteadas.

Capítulo 1. Introducción general y objetivos

1.1. Introducción general

Aedes albopictus (Skuse) y *Ae. aegypti* (Linnaeus) son culícidos que se encuentran ampliamente distribuidos en regiones tropicales, subtropicales y templadas (Figura 1.1) (Kraemer et al.. 2015). Ambas especies son de interés sanitario por su rol como vectores de diversos patógenos como virus de la fiebre amarilla, dengue, zika y chikungunya (Gubler 2004; Gratz 2004; Bhatt et al. 2013; Messina et al. 2016; Nsoesie et al. 2016) y de interés ecológico por su capacidad de colonizar muchos sitios por fuera de su rango nativo (Lounibos 2002).

La invasión y dispersión de *Ae. albopictus* en las últimas tres décadas es una de las más recientes en el mundo. Conocido como el “mosquito tigre asiático”, presenta un rango nativo que abarca la región oriental y la India, extendiéndose a las islas del oeste de África: Mauritius, Seychelles y Madagascar. Actualmente, este mosquito está bien establecido en el continente americano, sudeste de Europa, islas de Oceanía y parte de África (Lounibos 2002). Su descubrimiento en América fue realizado prácticamente en simultáneo en Estados Unidos y Brasil a mediados de los años 80 (Forattini 1986; Sprenger & Wuithiranyagool 1986). En Norteamérica, la detección previa en cargamentos con neumáticos, sumado a estudios genéticos y la capacidad de entrar en diapausa de la población permitieron inferir un origen proveniente de Japón (Hawley et al. 1987; Birungi & Munstermann 2002). Sin embargo, para las poblaciones de Sudamérica, su estructura génica y la ausencia de diapausa hacen suponer un origen tropical, siendo el registro más austral los departamentos de Artigas y Rivera de la República de Uruguay (Hawley et al. 1987; Birungi & Munstermann 2002; Lounibos et al. 2003; Rossi & Martinez 2003).

Aedes aegypti, originario de África, logró colonizar el continente americano a bordo de barcos esclavos entre los siglos XV y XVII (Christophers 1960; Slosek 1986). Alternativamente, también se cree que invadió primero Portugal y España antes de llegar al hemisferio occidental en barcos europeos. Esta especie logró establecerse y expandirse por todo el continente alcanzando regiones templadas y una distribución latitudinal entre los 45°N y 35°S (Christophers 1960; Slosek 1986; Lounibos 2002).

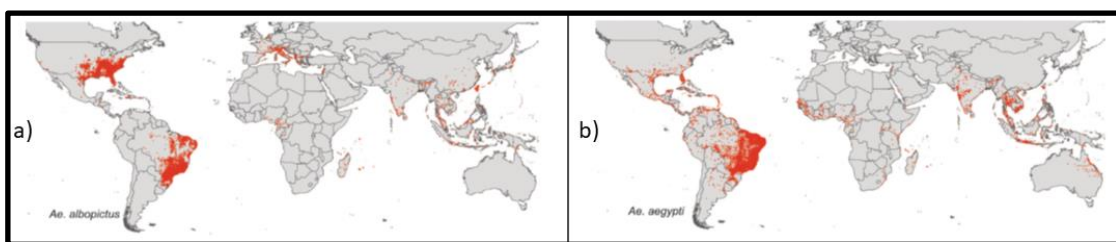


Figura 1.1. Distribución mundial de *Ae. albopictus* (a) y *Ae. aegypti* (b). Los puntos rojos indican la presencia de los vectores según Kreamer y colaboradores (2015).

Las dos especies se encuentran emparentadas en su ciclo de vida, características taxonómicas y en sus capacidades vectoriales (Christophers 1960; Gratz 2004; Rossi & Almirón 2004;). Como todo culícido, su ciclo de vida presenta cuatro estados sucesivos: huevo, larva con cuatro estadios, pupa y adulto (Figura 1.2).

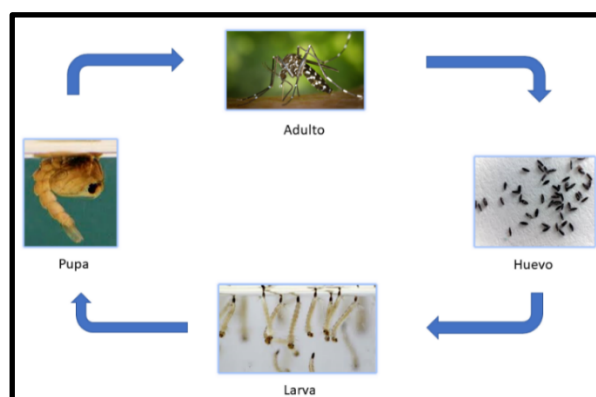
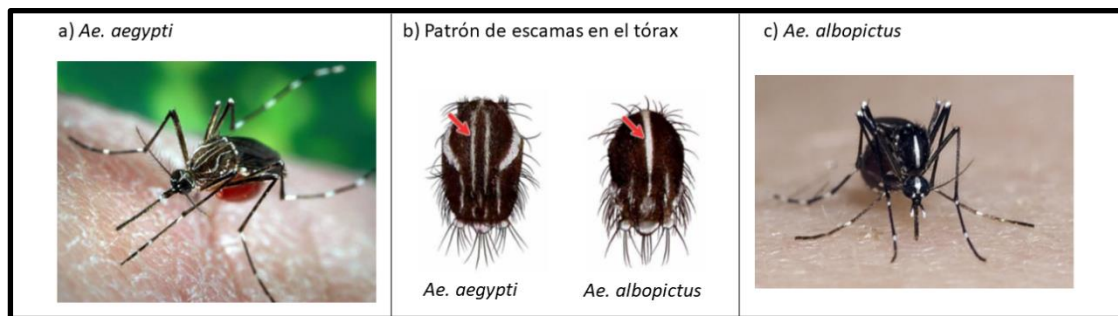


Figura 1.2. Ciclo de vida de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*. En la imagen se observa de forma ilustrativa los cuatro estados que conforman el ciclo biológico natural de *Ae. aegypti*. Huevo, larva, pupa y adulto. Los estados inmaduros son acuáticos, en tanto que el estado adulto es terrestre.

Los **adultos** de ambas especies presentan un color que se encuentra entre el negro y el castaño oscuro. Además, presentan diseños de escamas claras en el tórax que permiten una fácil distinción: en *Ae. albopictus* la característica principal y distintiva es una predominante raya de escamas color blanco plateado que presenta en el *scutum*, mientras que en *Ae. aegypti* presenta un conspicuo patrón de escamas blancas en forma de lira (Savage & Smith 1995) (Figura 1.3).



Los adultos pueden permanecer vivos en el laboratorio durante varios meses, observándose una supervivencia de hasta 102 días en el caso de *Ae. aegypti* y 120 para *Ae. albopictus*, aunque en la naturaleza estos números se reducen (Christophers 1960; Nelson 1986; Brady et al. 2013). En trabajos de laboratorio y de campo se evidenció qué la supervivencia de ambas especies está relacionada con la humedad relativa, la temperatura y la cantidad de alimento disponible (Christophers 1960; Mogi et al. 1996; Brady et al. 2013; Reinhold et al. 2018), reportándose en algunas regiones del mundo algunas diferencias entre las especies. Por ejemplo, en Indonesia, los adultos

de *Ae. aegypti* presentan una mayor supervivencia en condiciones de baja humedad relativa (Mogi et al. 1996). Por otra parte, en cuanto a la temperatura en condiciones de laboratorio y de campo, las dos especies presentan un rango de tolerancia similar. Sin embargo, la mayor supervivencia de *Ae. aegypti* ocurre alrededor de los 21°C, mientras que en *Ae. albopictus* ocurre en un rango más amplio de temperatura (entre los 20° y 30°C) (Brady et al. 2013). Como fuente de energía ambas especies utilizan néctar, y la hembra también necesita ingerir sangre para la maduración de los huevos (Christophers 1960; Scott et al. 1993; Delatte et al. 2010). Son especies diurnas con períodos de actividad de alimentación durante la mañana y en el atardecer (Christophers 1960; Delatte et al. 2010). Pican a varios individuos varias veces en cada ciclo gonadotrófico, lo que permite la transmisión de varios patógenos. Aunque se ha detectado la ingesta de sangre en varios animales como roedores, bovinos, canes y gatos, ambas especies presentan preferencias por la humana, reportándose frecuentemente como la única fuente de alimentación en varios estudios (Scott et al. 1993; Delatte et al. 2010).

La cópula se produce durante el vuelo y dura menos de un minuto en ambas especies (Christophers 1960). Luego, las hembras de *Ae. albopictus* llegan a colocar entre 283 y 344 huevos a lo largo de toda su vida; mientras que *Ae. aegypti* ovipone un promedio de 120 huevos, aunque también se registran reportes de 700 huevos si las condiciones de ingesta son adecuadas (Christophers 1960; Fay 1964; Ponce et al. 2004). Para seleccionar los sitios de cría, las hembras exploran y vuelan a distintas alturas con el fin de percibir las características ambientales a través de una variedad de claves visuales, táctiles, olfatorias y gustativas (Christophers 1960; Pavlovich & Rockett 2000). Pueden oviponer en una amplia variedad de recipientes con agua y

tipos de materiales, siendo de su preferencia las superficies rugosas (Christophers 1960; Yap et al. 1995; Simard et al. 2005). Lo hacen colocando, de manera individual, pequeñas cantidades de huevos en varios recipientes apenas unos milímetros por encima del nivel del agua (aunque hay reportes de ovipostura directamente sobre la superficie del agua) (Christophers 1960; Fay 1964; Madeira et al. 2002; WHO 2011).

Los **huevos** son de color oscuro y de imposible distinción entre las especies (WHO 2011). El período que tarda el embrión en desarrollarse y eclosionar el huevo depende principalmente del tiempo de exposición a distintas temperaturas en el ambiente y del contenido de oxígeno y materia orgánica en el agua (Christophers 1960; Ponce et al. 2004). Ambas especies presentan elevada resistencia a la desecación en comparación con otras especies permitiéndoles sobrevivir durante periodos de sequía (WHO 2011; Vargas et al. 2014). Sin embargo, en poblaciones de Japón, Malasia, Estados Unidos y Tailandia se ha observado que *Ae. aegypti* presenta una mayor supervivencia que *Ae. albopictus* en condiciones de baja humedad relativa (Juliano et al. 2002; Sota & Mogi 1992).

Ambas especies pueden presentar una latencia (o diapausa) en el desarrollo embrionario de los huevos en respuesta a las condiciones desfavorables de los ambientes templados permitiendo la supervivencia durante los meses más fríos (Hawley et al. 1987; Lounibos et al. 2003; Vinogradova 2007; Lounibos et al. 2011; Fischer et al. 2019; Garzón et al. 2020). Esta interrupción implica una inhibición de la eclosión de los huevos hasta que las temperaturas ambientales sean favorables para la supervivencia del estado larval y adulto (Lounibos et al. 2011; Fischer et al. 2019). En Estados Unidos, los huevos de *Ae. albopictus* presentan diapausa lo que le

permitiría extender su límite norte de distribución a regiones templadas, mucho más al norte que *Ae. aegypti* (Nawrocki & Hawley 1987; Vinogradova 2007). Para esta última especie, a pesar de no existir evidencia fehaciente, está aceptado que la falta de diapausa es la razón de su acotada distribución en el hemisferio norte (Hawley et al. 1989; Denlinger & Armbruster 2014; Armbruster 2016). Contrariamente, en Sudamérica ocurriría un proceso inverso: la escasa diapausa en *Ae. albopictus* acotaría su distribución a regiones subtropicales (Lounibos et al. 2003; Garzón et al. 2020), mientras que la presencia de una latencia a la eclosión de los huevos de *Ae. aegypti* explicaría su continua expansión en las regiones templadas (Zanotti et al. 2015; Fischer et al. 2019; Rubio et al. 2020).

Las **larvas** pasan por cuatro estadios de desarrollo (WHO 2011). La duración del desarrollo larvario depende de la temperatura, la disponibilidad de alimento y la densidad larvaria en el receptáculo (WHO 2011; Kesavaraju et al. 2012; Romeo Aznar et al. 2018; Garzón et al. 2020). Para *Ae. aegypti*, en condiciones óptimas, el tiempo que transcurre desde la eclosión hasta llegar al estado de pupa puede variar entre 5 y 8 días (WHO 2011; Romeo Aznar et al. 2018). Por otra parte, para *Ae. albopictus*, en laboratorio a 25°C y con disponibilidad de alimento el desarrollo larval varía entre 5 y 10 días (WHO 2011).

La identificación de las larvas se realiza con los estadios más avanzados (Darsie 1985; Rossi & Almirón 2004). El mosquito tigre asiático presenta un tórax con espinas laterales pequeñas; dientes del peine del segmento VIII con espinas laterales muy pequeñas y cerda 7C de la cabeza doble o triple; lo que permite la diferenciación con *Ae. aegypti* por presentar espinas laterales muy evidentes en el tórax, dientes del

peine con espinas laterales visibles y cerda 7C de la cabeza simple (Rossi & Almirón 2004) (Figura 1.4).

En términos generales, está aceptado que los criaderos larvales de *Ae. aegypti* son casi en su totalidad recipientes artificiales con poco volumen de agua (menos de 10 litros) en donde también puede criarse *Ae. albopictus* (Christophers 1960; Carrieri et al. 2003; Cardo et al. 2015). Estos incluyen una variedad de recipientes que se encuentran en ambientes urbanos tales como baldes, platillos sobre los que descansan macetas (bajomacetas), floreros, barriles, cisternas de metal, neumáticos desechados, botellas, latas, receptáculos de poliestireno, vasos de plástico, desagües, etc. (Christophers 1960; Vezzani & Carbajo 2008; WHO 2011). Sin embargo, para Argentina, ha observado que recipientes grandes como tanques de agua pueden ser muy productivos para *Ae. aegypti* (Garelli et al. 2012) y que *Ae. albopictus* se encuentra principalmente en recipientes con un volumen menor a 5 litros (Schweigmann et al. 2004). Por otra parte, en lo que concierna a hábitats naturales como huecos de árboles, huecos de rocas y axilas de hojas donde se acumula agua, son más raros para *Ae. aegypti* que para *Ae. albopictus* (WHO 2011; Rey & Lounibos 2015).

La **pupa** es el último estado de la fase acuática y no se alimenta. En él se produce la transformación de la larva a adulto. En ambas especies el desarrollo dura entre 1 y 5 días dependiendo de la temperatura del agua y del sexo del individuo, emergiendo los machos antes que las hembras (Christophers 1960; Fay 1964; WHO 2011). Las dos especies se pueden distinguir fácilmente a través de los márgenes de

las paletas con dentículos bien distinguibles en la pupa de *Ae. aegypti* y con flecos de espículas muy largas que parecen pelos en *Ae. albopictus* (Huang 1979).

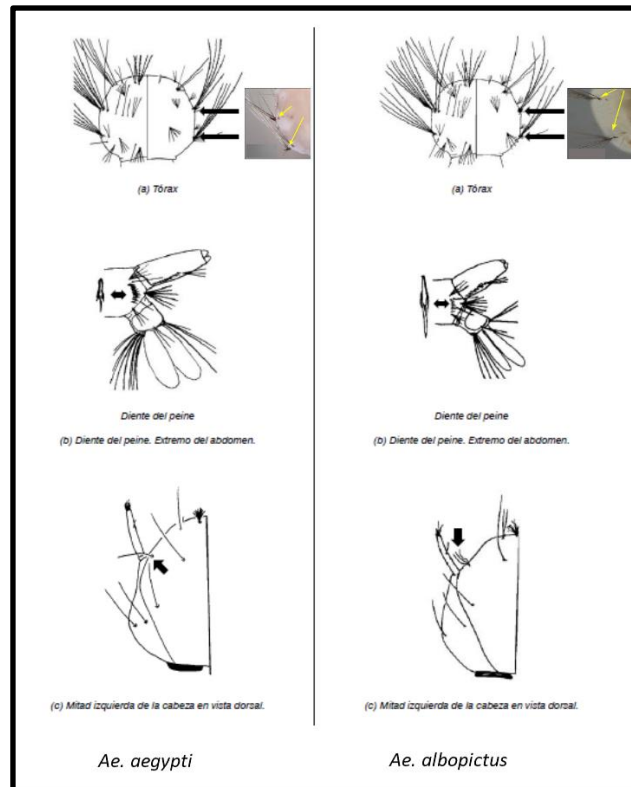


Figura 1.4. Diferencias taxonómicas entre los estadios larvales 4 de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*. a) Espinas del tórax bien desarrolladas y evidentes en *Ae. aegypti* y pequeñas en *Ae. albopictus*. b) Dientes del peine del segmento VIII con espinas laterales en *Ae. aegypti* y pequeñas en *Ae. albopictus*. c) Cerda 7C simple en *Ae. aegypti* y doble o triple en *Ae. albopictus* (Rossi & Almirón 2004).

El parentesco y cercanía que presentan estas dos especies también está representado en el plano vectorial. Ambas especies son de interés sanitario por su rol como vectores de diversos patógenos como los virus de la fiebre amarilla, dengue, zika y chikungunya (Gubler 2004; Gratz 2004; Bhatt et al. 2013; Messina et al. 2016; Nsoesie et al. 2016). Principalmente *Ae. aegypti* se encuentra incriminada en la mayoría de los brotes de estas enfermedades (Gratz 1999, 2004) en el continente

americano. Por otra parte, si bien *Ae. albopictus* puede infectarse naturalmente o en laboratorio con numerosos arbovirus y estudios recientes lo muestran como potencial vector en la región (Johnson et al. 2002; Chuchuy et al. 2018; Chouin-Carneiro et al. 2020), su *status* vectorial se encuentra en discusión (Gratz 2004). Solamente a esta especie se la ha incriminado en la transmisión de patógenos, principalmente por la ausencia y/o baja abundancia de *Ae. aegypti*, como en los brotes de dengue ocurridos en Hawaii (en Estados Unidos), y Macao (en Brasil) (Gratz 2004). También, la capacidad de desarrollarse tanto en recipientes artificiales como naturales lo posiciona como un enlace entre las formas de transmisión selváticas y urbanas de varias enfermedades como la fiebre amarilla y la encefalitis equina venezolana (WHO 2011; Rey & Lounibos 2015).

El interés de estas especies no solo radica en su importancia sanitaria (Lounibos 2002, Gratz 2004; Juliano et al. 2010; Juliano 2010; Lounibos et al. 2016). El arribo y expansión de *Ae. albopictus* a Norteamérica, derivó en una disminución de las poblaciones de *Ae. aegypti* (O'Meara et al. 1995; Lounibos et al. 2001), principalmente en los Estados de Texas y Florida. En este último Estado, desde su descubrimiento en 1986 hasta 1994, *Ae. albopictus* logró colonizar prácticamente toda su superficie; mientras que *Ae. aegypti* quedó delimitado principalmente al sur de la península. Debido a esto, la interacción y biología de estas especies fue muy estudiada. Los primeros estudios evaluaron la competencia interespecífica de las larvas por el alimento (Barrera 1996; Juliano 1998, 2009). La mayoría de los ensayos mostraron una ventaja competitiva por parte de *Ae. albopictus* por lo cual la competencia larval fue propuesta como mecanismo de regulación de la abundancia y presencia de *Ae. aegypti* (Black et al. 1989; Barrera 1996; Juliano 1998; Daugherty et al. 2000; Braks et al. 2004).

Estos autores plantearon un patrón de exclusión competitiva donde *Ae. aegypti* mostraba tasas de crecimiento negativas que generaban su extinción. Sin embargo, estos ensayos no explicaban los patrones de coexistencia que se encontraban en la naturaleza (Rey et al. 2006; Rey & Lounibos 2015). Estudios posteriores demostraron que una exclusión competitiva por parte de *Ae. albopictus* era contexto dependiente, interfiriendo la composición del detrito por el cual compiten y diferencias poblacionales de ambas especies en las habilidades competitivas (Daugherty et al. 2000; Murrell et al. 2008; Leisnham et al. 2009; Juliano 2009, 2010; Leisnham & Juliano 2010).

Además, en los últimos años también se ha propuesto a la interferencia reproductiva interespecífica (o satirización) como un mecanismo que también favoreció el desplazamiento de *Ae. aegypti* (Bargielowski et al. 2015a, b; Carrasquilla & Lounibos 2015). Si bien algunos trabajos indicaban que el apareamiento interespecífico era poco frecuente (Leahy & Craig 1967), otros hacían hincapié en su existencia y en los efectos asimétricos que favorecían a *Ae. albopictus* (Nasci et al. 1989; Harper & Paulson 1994). Principalmente por una segregación proteica de glándulas accesorias de los machos de esta última especie que generan el impedimento de apareamientos posteriores en las hembras de *Ae. aegypti*. Sin embargo, luego de más de 30 años de exposición a la satirización, *Ae. aegypti* habría desarrollado una resistencia al apareamiento interespecífico. Este fenómeno habría facilitado la coexistencia y en algunos casos habría permitido superar la abundancia de *Ae. albopictus* (Bargielowski et al. 2015a, 2015b; Bargielowski & Lounibos 2016).

Estas especies presentan una segregación espacial y ambiental. En términos generales, *Ae. albopictus* predomina en ambientes rurales y vegetados, *Ae. aegypti* en ambientes urbanos, mientras que se observa una coexistencia en áreas suburbanas o urbanas vegetadas (Braks et al. 2004; Rey et al. 2006; Rey & Lounibos 2015; Heinisch et al. 2019). Según varios investigadores esto se podría deber a una diferencia en la supervivencia de ambas especies. Tanto los huevos como los adultos de *Ae. albopictus* presentan una menor supervivencia en condiciones de baja humedad relativa en comparación con *Ae. aegypti* (Sota & Mogi 1992; Mogi et al. 1996; Juliano et al. 2002). Por ello, diversos autores propusieron que la segregación espacial o ambiental de estas especies se debe a que ambientes urbanos (caracterizados como más secos) son desfavorables para el mosquito tigre asiático. Por otro lado, en ambientes rurales y vegetados (caracterizados como más húmedos) predomina *Ae. albopictus* desplazando competitivamente a *Ae. aegypti* (Rey et al. 2006; Rey & Lounibos 2015; Heinisch et al. 2019).

En Argentina, *Ae. albopictus* se encuentra acotado a las provincias de Misiones y Corrientes (Lizuain et al. 2019; Goenaga et al. 2020). Descubierto en el año 1998 en la ciudad de San Antonio (Misiones), posteriormente se lo ha encontrado en los Municipios Eldorado (1998), Puerto Iguazú (2002), Comandante Andresito (2004), Colonia Aurora (2014), y en el Parque Nacional Iguazú (2003) (Figura 1.5) (Rossi et al. 1999; Schweigmann et al. 2004; Rossi et al. 2006; Lizuain et al. 2019). Por último, y en simultáneo al desarrollo de esta tesis, durante monitoreos de vectores silvestres de fiebre amarilla se encontraron dos nuevos registros en los municipios de Gobernador Virasoro y Garruchos ubicados en el norte de la provincia de Corrientes (Goenaga et al. 2020).

Por otra parte, *Ae. aegypti* estuvo presente en las provincias del norte y centro de Argentina durante la primera mitad del siglo XX hasta que fue considerado erradicado en 1963 por el Ministerio de Salud de la Nación y en 1965 por la Organización Panamericana de la Salud (Vezzani & Carbajo 2008). Sin embargo, su reinfestación en el país fue detectada de 1986 en la provincia de Misiones (Curto et al. 2002); encontrándose actualmente en 19 provincias y en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (Figura 1.5) (Rossi 2015; Rubio et al. 2020).

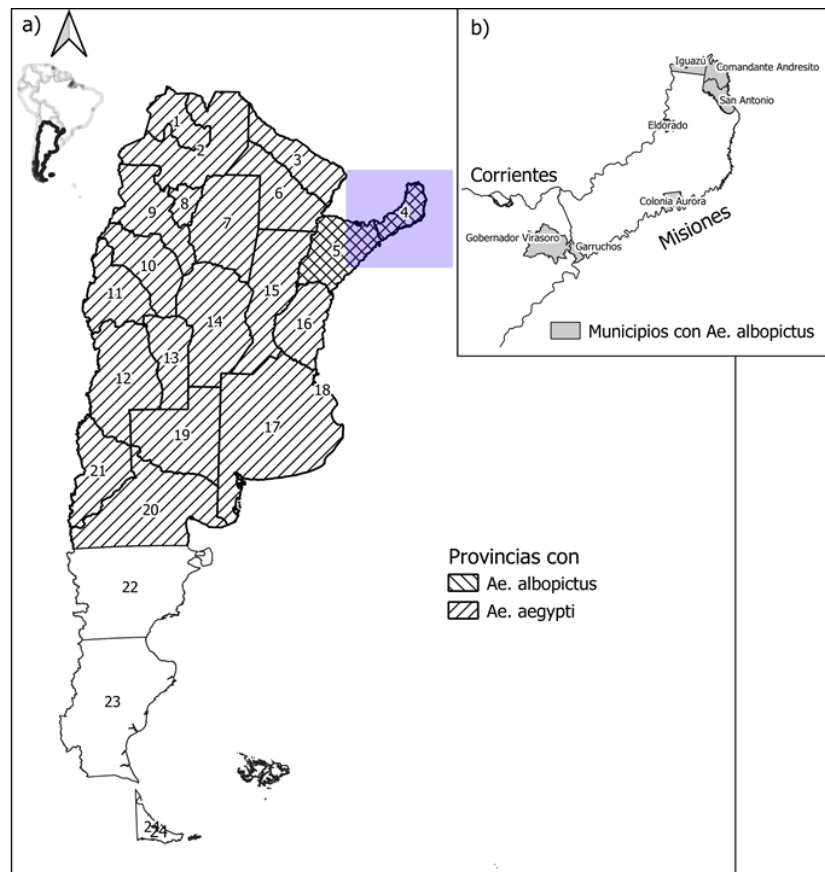


Figura 1.5. Provincias con registros de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* en Argentina (a). Municipios de Corrientes y Misiones con presencia de *Ae. albopictus* (b). Provincias: Jujuy (1), Salta (2), Formosa (3), Misiones (4), Corrientes (5), Chaco (6), Santiago del Estero (7), Tucumán (8), Catamarca (9), La Rioja (10), San Juan (11), Mendoza (12), San Luis (13), Córdoba (14), Santa Fe (15), Entre Ríos (16), Buenos Aires (17), Ciudad Autónoma de Buenos Aires (18), La Pampa (19), Río Negro (20), Neuquén (21), Chubut (22), Santa Cruz (23), Tierra del Fuego (24).

Uno de los primeros estudios ecológicos que incluyó a poblaciones de *Ae. albopictus* se basó en colecta de estados preimaginales en viviendas de la ciudad de Eldorado (Misiones) en 1998. En ese estudio se reportó una distribución homogénea y baja abundancia del mosquito tigre asiático en comparación con *Ae. aegypti*, manteniendo una proporción 1:10 (Schweigmann et al. 2004). Posteriormente, el descubrimiento en Puerto Iguazú mostró un patrón similar de abundancia, representando el 2,6% de las larvas registradas. Sin embargo, en dicho estudio los autores reportaron que *Ae. aegypti* se encontró bien distribuido en toda la ciudad y *Ae. albopictus* relegado a las zonas periurbanas con parches de vegetación y corredores selváticos (Espinosa et al. 2007). En 2014, Lizuain (et al. 2019) luego de inspeccionar en depósitos de neumáticos de 24 municipios de las provincias de Misiones y Corrientes, evidenció que *Ae. aegypti* sigue siendo la más abundante. En ese estudio *Ae. albopictus* resultó presente en la ciudad de Eldorado y en el municipio rural de Colonia Aurora. Evaluaciones en recipientes artificiales de viviendas de ambos distritos mostraron una dominancia de *Ae. aegypti* en Eldorado con un 88,4% de los ejemplares recolectados y una codominancia de ambas especies en Colonia Aurora (37,1% de *Ae. albopictus* y 34,3% de *Ae. aegypti*), lo que representó el primer registro de elevada abundancia del mosquito tigre asiático en el país. Los autores concluyeron que una ventaja competitiva de *Ae. albopictus* sobre *Ae. aegypti* en el ambiente rural de Colonia Aurora podría contribuir a una mayor abundancia en ese distrito.

Además, estudios recientes han tratado de explicar los patrones de abundancia y presencia de estas especies en la región. Aponte (et al. 2018) y Faraone (et al. 2018) evaluaron la actividad de ovipostura de ambas especies durante los meses de enero y septiembre de 2017 en la ciudad de Eldorado. Las dos especies estuvieron presentes

durante todo el periodo de estudio y su actividad de ovipostura estuvo correlacionada positivamente con la temperatura ambiental. Por otra parte, Chuchuy y colaboradores (2018) estudiaron parámetros poblacionales de *Ae. albopictus*, como también su capacidad vectorial y prevalencia de la bacteria *Wolbachia* en las poblaciones de Puerto Iguazú. Los autores observaron bajas tasas de eclosión de los huevos, asociándolo a la prevalencia de la bacteria *Wolbachia* en un 80,8%, pero concluyendo que estudios experimentales son necesarios para dicha aseveración. Por último, un reciente estudio evaluó el efecto del fotoperíodo y las bajas temperaturas en los tiempos de desarrollo y supervivencia de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* (Garzon et al. 2020). Los autores revelaron que las temperaturas bajas afectan más a los tiempos de desarrollo y supervivencia del mosquito tigre asiático.

En este contexto, los conocimientos actuales no logran explicar fehacientemente los patrones de abundancia descritos hasta el presente. Sobre todo, en el municipio rural de Colonia Aurora, donde de *Ae. albopictus* se encuentra en elevada abundancia, mientras que *Ae. aegypti* se encuentra en menor proporción cuando se lo compara con otros municipios (Lizuain et al. 2019). Por esta razón es que esta tesis propone indagar sobre qué factores pueden estar asociados a la presencia y abundancia de estas especies en Municipios de la provincia de Misiones.

1.2. Objetivo general

El objetivo general de esta tesis fue profundizar en el conocimiento sobre los factores que determinan la abundancia y presencia de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* y su interacción en dos municipios con diferentes grados de urbanización de la provincia de Misiones. Para ello se plantearon los siguientes objetivos específicos:

- 1) Describir y comparar los ensambles de culícidos que crían en recipientes artificiales de dos municipios con diferencias en el grado de urbanización y con presencia de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*.
- 2) Evaluar y comparar las variaciones de la abundancia y ocurrencia de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* en criaderos y ambientes de dos municipios según las características particulares de los recipientes, las condiciones meteorológicas, y la abundancia y presencia de otras especies de culícidos.
- 3) Evaluar la competencia larval inter e intraespecífica por el alimento de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* en las poblaciones locales.

En base a los antecedentes bibliográficos, se consideró como hipótesis de trabajo que la abundancia y presencia de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* están asociadas a múltiples factores, como las características de los criaderos, el tipo de ambiente, las condiciones meteorológicas y las interacciones bióticas que actúan simultáneamente:

Hipótesis 1: En ambientes urbanos, *Ae. aegypti* es más abundante y se encuentra más presente que *Ae. albopictus* gracias a una mayor resistencia a la desecación de los huevos y una mayor supervivencia de los adultos a las condiciones de baja humedad relativa que presentan estos entornos. Por otro lado, en ambientes

rurales, las condiciones de mayor humedad relativa favorecen la supervivencia de los huevos y adultos de *Ae. albopictus* y por lo tanto esta especie se encuentra en mayor abundancia y presencia que en los entornos urbanos.

Hipótesis 2: La baja abundancia de *Ae. aegypti* en ambientes rurales se debe a una ventaja competitiva por el recurso alimenticio de las larvas de *Ae. albopictus*.

Hipótesis 3: La temperatura ambiental afecta a ambas especies influyendo más sobre *Ae. albopictus* por la ausencia de diapausa (o latencia a la eclosión) que presentan los huevos y la menor supervivencia en condiciones de baja temperatura.

Hipótesis 4: Como las historias de vida de las dos especies son semejantes en Misiones, ambas crían en recipientes de capacidades similares.

Capítulo 2. Área de estudio y metodología de trabajo de campo

2.1. Área de estudio

El trabajo de colecta de estadios preimaginales se llevó a cabo en dos municipios de la Provincia de Misiones (Argentina) con presencia de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*: Eldorado (-26° 24' S, -54° 38' O) y Colonia Aurora (-27° 28' S, - 54° 31' O) (Lizuain et al. 2019). El municipio de Eldorado linda con el Río Paraná en el oeste (frontera con Paraguay) y con los municipios de Colonia Victoria en el norte, 9 de Julio en el este y Montecarlo en el sur. El municipio de Colonia Aurora, situado a 120 km al sur, limita con el río Uruguay (frontera con Brasil) en el este, con los municipios de El Soberbio en el norte, 25 de mayo en el sur, y 2 de mayo en el oeste (Figura 2.1).

Ambos municipios pertenecen a la región Neotropical, Provincia fitogeográfica paranaense del dominio Amazónico y su clima es subtropical sin estación seca (Oyarzabal et al. 2018). En Eldorado las temperaturas medias son de alrededor de 27,7°C en el mes más cálido (enero) y de 15,9°C en el mes más frío (julio), mientras que para Colonia Aurora, las temperaturas varían entre 25,7 °C en el mes de enero y 15,1°C en julio.

La ciudad de Eldorado es cabecera departamental y la tercera ciudad más poblada de la provincia de Misiones con 57.325 habitantes, con una densidad distrital de 284 habitantes por km² (Instituto Provincial de Estadísticas y Censos 2015). En la actualidad, sólo una pequeña parte de su población se mantiene en áreas rurales, las cuales abastecen de materia prima a las industrias de la ciudad. Sus principales actividades radican en las industrias maderera, metalúrgica y de calzado, producción de aceite de tung, de jugos cítricos provenientes de plantaciones de la zona y en menor medida cultivo de yerba (Instituto Provincial de Estadísticas y Censos 2015). A

96 km de Puerto Iguazú, se expande a lo largo de un eje longitudinal trazado por la Ruta Provincial N°17 (que en la ciudad adquiere el nombre de Av. San Martín). La intersección de este eje con la Ruta Nacional N°12 divide los barrios del Eldorado Este y Oeste, con un marcado desarrollo urbano hacia el Este que se caracteriza por menor vegetación y mayor desarrollo de infraestructura y fluidez a la accesibilidad de bienes y servicios (García 2004) (Figura 2.1).

El municipio de Colonia Aurora fue creado a mediados del siglo pasado y pertenece al departamento de 25 de Mayo. A lo largo y ancho de su superficie, se distribuye una población dispersa en 29 asentamientos, la cual en su mayoría se concentra en unidades de producción minifundistas. Además de la localidad de Colonia Aurora (cabecera municipal), conforman el distrito las picadas Ave María y San Cayetano, y parajes como Alicia Alta, Alicia Baja, entre otros. De acuerdo con el CENSO 2010, la población aurorense tiene un carácter rural con un total de 7744 habitantes, una densidad de 14,2 habitantes por km² y la presencia de hasta 200 familias por paraje, con un total de 100 familias en la cabecera municipal (Instituto Provincial de Estadísticas y Censos 2015). La principal actividad económica deriva del cultivo y comercialización del tabaco. La característica del minifundio tabacalero es la utilización intensiva de la mano de obra familiar en todas las etapas productivas. Complementariamente, la unidad de producción familiar se vale de plantíos anuales y hortalizas que, junto a la cría de cerdos, gallinas y otras aves de corral, constituyen su base alimentaria (Instituto Provincial de Estadísticas y Censos 2015).

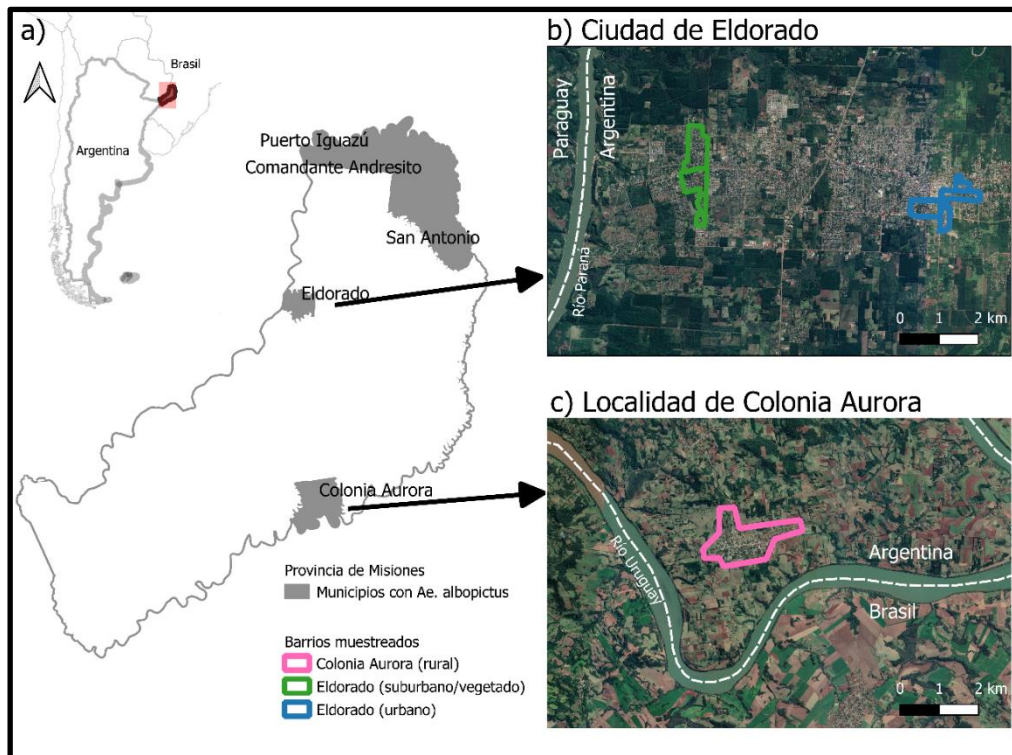


Figura 2.1. Área de estudio. a) Provincia de Misiones. En sombreado gris se encuentran los municipios donde fue registrado *Ae. albopictus*. b) Ciudad de Eldorado. Los barrios evaluados se encuentran delimitados en color verde (considerado la zona suburbana/vegetada) y azul (considerada la zona urbana). c) Localidad de Colonia Aurora, cabecera Municipal, delimitada en color rosa y considerada zona rural.

2.2. Colecta de estados preimaginales de culícidos y determinación

Se realizaron evaluaciones sobre la presencia de estadíos preimaginales en peridomicilios de viviendas de Eldorado y Colonia Aurora, al inicio y final de dos temporadas cálidas correspondientes a los años 2015/2016 y 2016/2017. Los mismos fueron realizados en octubre de 2015, abril y noviembre de 2016, y abril de 2017.

En Eldorado fueron seleccionados barrios del Eldorado Oeste y Este de la ciudad para ser evaluados de acuerdo con la accesibilidad de las viviendas. Estas dos

zonas se encuentran a 10km de distancia entre sí y presentan diferencias socioambientales. La zona oeste, conformada por los barrios Guaraní y Primavera, se encuentra cercana al cauce del río Paraná, presenta un total de 59 manzanas y se caracteriza por una mayor precariedad en las viviendas, menor cantidad de asfalto y mayor vegetación (García, 2004), y es considerada suburbana (o urbana vegetada) (Figura 1.2 b). Por otro lado, la zona este, conformada por los barrios Andrés Guaruraru, Ziegler, Las Rosas y Las Lomas, pertenece a la región céntrica del municipio, cuenta con un total de 67 manzanas y se caracteriza por viviendas de un mayor nivel adquisitivo, más cantidad de asfalto en las calles, mayor infraestructura y menor cantidad de vegetación (García 2004), es considerada urbana (o urbana poco vegetada) (Figura 1.2 b). Por otra parte, en Colonia Aurora, los estudios se realizaron en la localidad cabecera. Considerada rural, presenta 31 manzanas bien definidas más viviendas dispersas en donde habitan 100 familias (Instituto Provincial de Estadísticas y Censos 2015) (Figura 2.1 c).

Para obtener una mayor representatividad de todas las áreas se inspeccionaron un máximo de 2-3 viviendas por manzana. En cada zona de Eldorado se relevaron entre el 25 y 30% de las manzanas; mientras que en Colonia Aurora se relevaron entre un 40 y 45% de las mismas. Las manzanas y viviendas fueron seleccionadas de acuerdo con su accesibilidad según criterio de personal municipal y previo consentimiento de un responsable adulto. Se registraron las viviendas negativas, los recipientes con agua y la presencia de estadios preimaginales de culícidos.

Cada recipiente con presencia de culícidos (criadero) fue clasificado según dos criterios del tipo de recipiente: una más detallada y otra más general para futuros análisis. La primera consistió en: neumático, recipiente plástico, bajo maceta, balde, depósito de agua, lata, elemento de cocina (pava, cacerola, sartén, etc.), bebedero de animales, botella, lona y otros. La segunda clasificación se basó en la capacidad de cargar agua que contenían y fue utilizada en otro estudio donde evaluaba los ensambles y abundancia de culícidos de criaderos artificiales dada la presencia de una especie invasora (Armistead et al. 2014). Las categorías fueron: recipientes grandes (considerados los que tengan una capacidad de carga mayor a 10 litros), recipientes pequeños (considerados los que tengan una capacidad de carga menor a 10 litros) y neumáticos, considerados como recipientes pequeños en su mayoría, pero dado el rol de estos en la dispersión pasiva de vectores (Lounibos 2002) se lo consideró como una categoría apartada. Asimismo, cada criadero se clasificó según el volumen de agua (según criterio del observador: 0-1l, 1-10l, 10-100l, >100l), y grado de turbidez (según criterio del observador: alta, media o baja).

Se utilizó una red de mano para la colecta de ejemplares con abundante cantidad de agua y un succionador de mano para extraer toda el agua en recipientes con poco volumen (pipeta Pasteur o jeringa para caballo de 60ml). Las larvas fueron fijadas en alcohol 70% y en laboratorio se determinaron las especies de los estadios larvales 3 o 4 de culícidos mediante la utilización de dos claves dicotómicas (Rossi & Almirón 2004; Darsie 1985) y lupa estereoscópica. Además, se colectaron pupas de culícidos y colocaron de manera individualizada en frascos de vidrio para que emergieran los adultos. Luego, estos mismos fueron fijados a temperatura de freezer

de -20°C para poder identificar a las hembras mediante el uso de clave dicotómicas (Rossi & Almirón 2004; Darsie 1985; Savage & Smith 1995).

2.3. Variables meteorológicas

Las variables meteorológicas diarias consideradas fueron: temperatura (mínima, media y máxima) y precipitación diaria. Las mismas se obtuvieron en la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional de Misiones con sede en Eldorado y en el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, que cuentan con estaciones meteorológicas ubicadas en la zona urbana de Eldorado y en la ciudad de El Soberbio, ubicada 40km al norte de Colonia Aurora (siendo la estación más cercana a la zona de estudio).

Para evaluar si la variabilidad en la presencia y abundancia de las especies está asociada a las condiciones meteorológicas, se estimaron promedios mensuales de temperatura previos a la toma de muestra y las precipitaciones acumuladas (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Abreviatura y descripción de las 24 variables meteorológicas utilizadas como posibles variables explicatorias de la abundancia y presencia de culícidos en los distintos análisis estadísticos.

Variable	Descripción
Tmedia	Temperatura media promedio de 30 días previos a la toma de muestra
Tmedia30	Temperatura media promedio de 30 días, 30 días previos a la toma de muestra
Tmedia60	Temperatura media promedio de 30 días, 60 días previos a la toma de muestra
Tmedia90	Temperatura media promedio de 30 días, 90 días previos a la toma de muestra
Tmedia120	Temperatura media promedio de 30 días, 120 días previos a la toma de muestra
Tmedia150	Temperatura media promedio de 30 días, 150 días previos a la toma de muestra
Tmin	Temperatura mínima promedio de 30 días previos a la toma de muestra
Tmin30	Temperatura mínima promedio de 30 días, 30 días previos a la toma de muestra
Tmin60	Temperatura mínima promedio de 30 días, 60 días previos a la toma de muestra
Tmin90	Temperatura mínima promedio de 30 días, 90 días previos a la toma de muestra
Tmin120	Temperatura mínima promedio de 30 días, 120 días previos a la toma de muestra
Tmin150	Temperatura mínima promedio de 30 días, 150 días previos a la toma de muestra
Tmax	Temperatura máxima promedio de 30 días previos a la toma de muestra
Tmax30	Temperatura máxima promedio de 30 días, 30 días previos a la toma de muestra
Tmax60	Temperatura máxima promedio de 30 días, 60 días previos a la toma de muestra
Tmax90	Temperatura máxima promedio de 30 días, 90 días previos a la toma de muestra
Tmax120	Temperatura máxima promedio de 30 días, 120 días previos a la toma de muestra
Tmax150	Temperatura máxima promedio de 30 días, 150 días previos a la toma de muestra
Prec	Precipitaciones acumuladas de 30 días previos a la toma de muestra
Prec30	Precipitaciones acumuladas de 30 días, 30 días previos a la toma de muestra
Prec60	Precipitaciones acumuladas de 30 días, 60 días previos a la toma de muestra
Prec90	Precipitaciones acumuladas de 30 días, 90 días previos a la toma de muestra
Prec120	Precipitaciones acumuladas de 30 días, 120 días previos a la toma de muestra
Prec150	Precipitaciones acumuladas de 30 días, 150 días previos a la toma de muestra

Capítulo 3. Ensamblajes de culícidos de hábitats artificiales en dos ambientes con distinto grado de urbanización

3.1. Introducción

La estructura de una comunidad está determinada por múltiples factores bióticos y abióticos. La comunidad puede ser un subconjunto de un grupo total de especies o un ensamble de un determinado grupo taxonómico para una determinada región o ambiente (Begon et al. 2006). En términos generales, las comunidades de artrópodos e insectos presentan variaciones temporales, espaciales y ambientales (Janzen et al. 1976; Moran & Southwood 1982; Steffan-Dewenter & Tscharntke 2002; Nitzu et al. 2014). En particular, el interés sobre las comunidades de culícidos se basa principalmente en su rol como vectores de diversas enfermedades (Almirón & Brewer 1996; Oduola et al. 2013; Mangudo et al. 2018;). Principalmente en culícidos que crían en recipientes artificiales debido a su cercanía con las personas (Armistead et al. 2008; Rubio et al. 2012). La composición, riqueza y abundancia relativa de las especies responde a variaciones estacionales, ambientales, y a características de los sitios de cría (Sota et al. 1994; Yanoviak 1999; Rubio et al. 2011, 2012; Yee et al. 2012; Bartlett-Healy et al. 2012; Abella-Medrano et al. 2015; Alencar et al. 2015).

En Argentina, la composición de la comunidad de culícidos se ha evaluado sobre todo por sus implicancias en la transmisión de malaria, dengue y fiebre amarilla (Fischer & Schweigmann 2004; D’Oria et al. 2010; Cardo et al. 2011; Rubio et al. 2011, 2012; Cardo et al. 2015; Stein et al. 2016; Mangudo et al. 2018). Sin embargo, existen pocos trabajos que hacen hincapié en la composición de culícidos que crían en recipientes artificiales. En el Área Metropolitana de Buenos Aires, Rubio y colaboradores (2011, 2012) evaluaron las comunidades de dípteros y culícidos en dichos hábitats a lo largo de un gradiente de urbanización. El vector de dengue y fiebre

amarilla, *Aedes aegypti*, y el de la encefalitis de San Luis, *Culex pipiens*, resultaron las especies preponderantes en todos los tipos de ambientes evaluados, pero con diferencias estacionales en su abundancia relativa (Rubio et al. 2011, 2012). Por otra parte, otras especies como *Cx. eduardoi*, *Cx. apicinus*, *Cx. acharistus*, *Cx. tatoi* y *Toxorhynchites theobaldi* sólo ocurrieron en ambientes poco o medianamente urbanizados (Rubio et al. 2011). En otro estudio en el Delta del Río Paraná (Provincia de Buenos Aires), Cardo y colaboradores (2015) mostraron que la comunidad de culícidos era dominada por especies de género *Culex*, principalmente en recipientes de gran volumen; mientras que *Ae. aegypti* se encontró en baja abundancia y en recipientes pequeños.

La provincia de Misiones es el distrito con mayor cantidad de especies de culícidos registradas en el país con un total de 190 especies (Rossi 2015), de las cuales 30 pueden criar en recipientes artificiales (Rossi & Almiron 2004). En un estudio realizado en siete municipios con captura de adultos, D’Oria y colaboradores (2010) encontraron una riqueza que alcanzó a 67 especies de 18 géneros. En ese trabajo, *Ae. aegypti*, *Ae. albopictus* y *Haemagogus leucocelaenus* presentaron relevancia al ser los vectores de fiebre amarilla y el posible nexo entre el ciclo selvático y el urbano que representa el mosquito tigre asiático. En lo que respecta a culícidos que crían en recipientes artificiales, recientemente, se ha evaluado la composición específica y la abundancia de los estadios preimaginales en varios depósitos de neumáticos y criaderos artificiales de 17 municipios y se ha encontrado como especies más prevalentes a *Aedes aegypti*, *Ae. fluviatilis* y *Culex quinquefasciatus* (Lizuain et al. 2019). Otras especies presentes resultaron *Limatus durhamii* y especies cuyas larvas tienen hábitos predatorios sobre otros estados preimaginales de culícidos como *Lutzia*

bigoti y *Toxorhynchites spp.* Además, *Ae. albopictus* solo se registró en baja abundancia en el municipio urbano de Eldorado, mientras que, en el municipio rural de Colonia Aurora se encontró una codominancia con *Ae. aegypti*.

Por lo general, diversos estudios se centran en la segregación que presentan *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* dentro de un gradiente urbano. En Brasil, Estados Unidos y Tailandia se plantea una dominancia de *Ae. aegypti* en ambientes urbanos y de *Ae. albopictus* en ambientes rurales (Braks et al. 2003; Rey et al. 2006; Tsuda et al. 2006; Reiskind & Lounibos 2013). Lo que generaría esta segregación es la caracterización de los ambientes urbanos como ambientes de baja humedad, lo que afecta a *Ae. albopictus* por su baja resistencia a la desecación de los huevos y a una menor supervivencia de sus adultos (Sota & Mogi 1992; Mogi et al. 1996; Reiskind & Lounibos 2013); y por otro lado, la consideración de ambientes rurales y vegetados como más húmedos que favorecen a la supervivencia del mosquito tigre asiático y al desplazamiento competitivo de *Ae. aegypti* (ya sea por competencia larval por el recurso alimenticio o por satirización) (Rey & Lounibos 2015).

En Argentina, *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* coexisten en Misiones y se desconoce cómo se estructuran los ensambles de culícidos que crían en hábitats artificiales ante su presencia. Por otra parte, esta provincia es considerada una zona endémica para fiebre amarilla y epidémica para dengue, por lo que resulta de relevancia evaluar la composición de la comunidad de culícidos que crían en recipientes artificiales dentro de las viviendas, como también sus variaciones temporales y su abundancia relativa.

Objetivo general

Dado el poco conocimiento sobre cómo se estructuran los ensambles de culícidos que crían en recipientes artificiales en la provincia de Misiones, en este capítulo se propone como objetivo describir y comparar los ensambles de culícidos que crían particularmente en recipientes artificiales de dos municipios con diferencias en grado de urbanización y con presencia de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* (Eldorado y Colonia Aurora) a través de los siguientes objetivos específicos:

- 1) Describir y comparar la composición y abundancia relativa de las especies de culícidos presentes en la zona urbana y suburbana de Eldorado; y en la localidad rural de Colonia Aurora.
- 2) Describir y comparar los ensambles de culícidos en base al tipo de recipiente artificial.
- 3) Comparar la presencia de especies de culícidos con hábitos predatorios entre los municipios y tipos de recipientes.

3.3. Análisis de datos

Composición de los ensambles

Con el objetivo de describir la abundancia de culícidos en los municipios de Colonia Aurora y Eldorado se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP). Para ello, se promedió la abundancia por tipo de recipiente (neumático, recipiente pequeño y recipiente grande) en cada periodo de colecta y zona; y luego, se realizó la transformación de Hellinger de los datos para disminuir las similitudes provenientes

de ausencias. El ACP se realizó con datos no estandarizados, con el fin de preponderar a las especies más abundantes.

Para evaluar diferencias en la composición entre las zonas (Rural, Suburbano y Urbano) se transformó el total de especímenes de cada especie en los criaderos por el logaritmo natural del número de individuos más uno ($\ln(x+1)$). Luego se realizaron análisis multivariados de similitud (ANOSIM) con 10.000 permutaciones basadas en distancias Bray-Curtis ya que la dispersión de los datos dentro de cada zona no resultó homogénea (Anderson 2006; Anderson et al. 2006). Dado que no existieron diferencias entre la zona suburbana y urbana de Eldorado y con el fin de evaluar las diferencias en la composición según el tipo de recipiente (Neumático, Recipiente pequeño y Recipiente grande) en cada municipio, se realizaron análisis multivariados de la varianza no paramétrica (PERMANOVA) con 10.000 permutaciones. Previamente se verificó la homogeneidad en la dispersión multivariada dentro de cada grupo (Anderson 2006; Anderson et al. 2006). Tanto en las evaluaciones entre zonas, como entre los tipos de recipientes de cada municipio, la determinación sobre qué especies contribuyeron a las diferencias significativas se llevó a cabo a través del método de Porcentaje de Similitud (SIMPER). Para estos análisis se eliminó un *outlier* correspondiente a un recipiente de Colonia Aurora, ya que solo contenía larvas de *Cx. brethesi*. En todo el proceso se trabajó con el paquete *vegan* del programa R *core team* (Oksanen et al. 2019).

Para evaluar si la riqueza específica por criadero se encontró asociada a las zona y tipo de recipiente, se realizaron pruebas de Kruskal Wallis y comparaciones del rango de Wilcoxon dada la falta de normalidad de la variable.

Predadores

Para evaluar las variables que mejor explican la presencia de predadores en los criaderos se utilizaron regresiones múltiples con modelos lineales generalizados y mixtos (GLMM, siglas en inglés) con distribución Bernoulli. Las variables predictivas incluyeron el Municipio con dos niveles (Colonia Aurora y Eldorado), Zona con tres niveles (Rural, Suburbano, Urbano), el tipo de recipiente (neumático, recipiente grande y recipiente pequeño) y volumen de agua (0-1l, 1-10l, 10-100l, >100l). Para la selección de estas variables se utilizó un procedimiento de pasos hacia adelante, en los cuales a partir de un modelo nulo se procede a la adición de distintas variables explicativas, de a una a la vez (Quinn & Keough 2002). El modelo seleccionado fue aquel que resultó más simple, construido con todas las variables explicativas con estimadores significativos, que aportaron la menor devianza y las que cumplieron con menores valores de índices de inflación de la varianza (vif, siglas en inglés) (Davis 1989). La variable vivienda fue evaluada como factor aleatorio e incluida si contribuyó a una menor devianza. Se realizaron pruebas de Tukey ($\alpha=0.05$) para comparar medias entre los niveles de las variables categóricas. Se utilizó el lenguaje R *core team* (2020) y el paquete *glmmTMB* (Brooks et al. 2017). El análisis de residuos se realizó con el paquete *DHARMa* (Hartig 2020) y los vif con el paquete *performance* (Lüdecke et al. 2020).

Para evaluar la precisión de clasificación del modelo seleccionado se calculó el índice Kappa (K) y se utilizaron los siguientes rangos de concordancia para el estadístico: pobre, $K<0,4$; bueno; $0,4<K<0,75$; y excelente, $K>0,75$. Este índice indica

la mejora del modelo sobre una clasificación aleatoria (Fielding & Bell 1997). También se informó el punto de corte que proporcionó el mejor valor de K.

Esfuerzo de colecta y caracterización de los criaderos

Previamente a la descripción se detalló el esfuerzo de colecta indicando la cantidad de viviendas, recipientes con agua y criaderos inspeccionados por zona y mes de colecta. Además, se evaluó la asociación entre las categorías tipo de recipiente (Neumático, Recipiente pequeño, Recipiente grande) y volumen de agua (0-1l, 1-10l, 10-100l, >100l) con el tipo de Zona (Rural, Suburbano, Urbano). Para ello se realizaron tablas de contingencia y análisis de correspondencia entre las categorías del criadero con el tipo de zona.

3.3. Resultados

Esfuerzo de colecta y caracterización de los criaderos

Se inspeccionaron un total de 1452 recipientes en 424 viviendas, de los cuales 407 presentaron estadios preimaginales de culícidos en 179 casas (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Número de viviendas, recipientes y criaderos inspeccionados en cada periodo de muestreo (oct-15, abr-16, nov-16, abr-16) en las tres zonas de estudio (Rural, Suburbano, Urbano)

Municipio	Zona	Variable	Mes de muestreo				Total
			oct-15	abr-16	nov-16	abr-17	
Colonia Aurora	Rural	Viviendas	42	43	41	36	162
		Recipientes	165	84	154	127	530
		Criaderos	38	31	31	49	149
Eldorado	Suburbano	Viviendas	34	47	54	33	168
		Recipientes	146	147	141	139	573
		Criaderos	31	32	40	36	139
	Urbano	Viviendas	14	27	32	21	94
		Recipientes	75	50	115	109	349
		Criaderos	29	17	35	38	119

Las categorías tipo de recipientes (neumático, recipiente grande y recipiente pequeño) y volumen de agua (0-1l, 1-10l, 10-100l y >100l) presentaron una gran variabilidad entre los periodos evaluados (ver Anexo, Figura 1), mostrando una asociación con las zonas evaluadas (Chi-cuadrado de Pearson: Recipiente/Zona $\chi^2_{gl:4}=16,18$; $p=0,002$ y Volumen/Zona $\chi^2_{gl:6}=29,78$; $p=4,32e-5$).

La zona rural se caracterizó por una mayor presencia de neumáticos y recipientes grandes (Figura 3.1 a, b) y criaderos con un volumen mayor a 10l (Figura 3.1 c, d). Por su parte, en la zona suburbana de Eldorado se encontró una mayor presencia de recipientes pequeños y neumáticos (Figura 3.1 a, b) y criaderos con un volumen de agua entre 1 y 10l (Figura 3.1 c, d); mientras que, en la zona urbana, los criaderos resultaron principalmente recipientes pequeños y de menor volumen (0-1l).

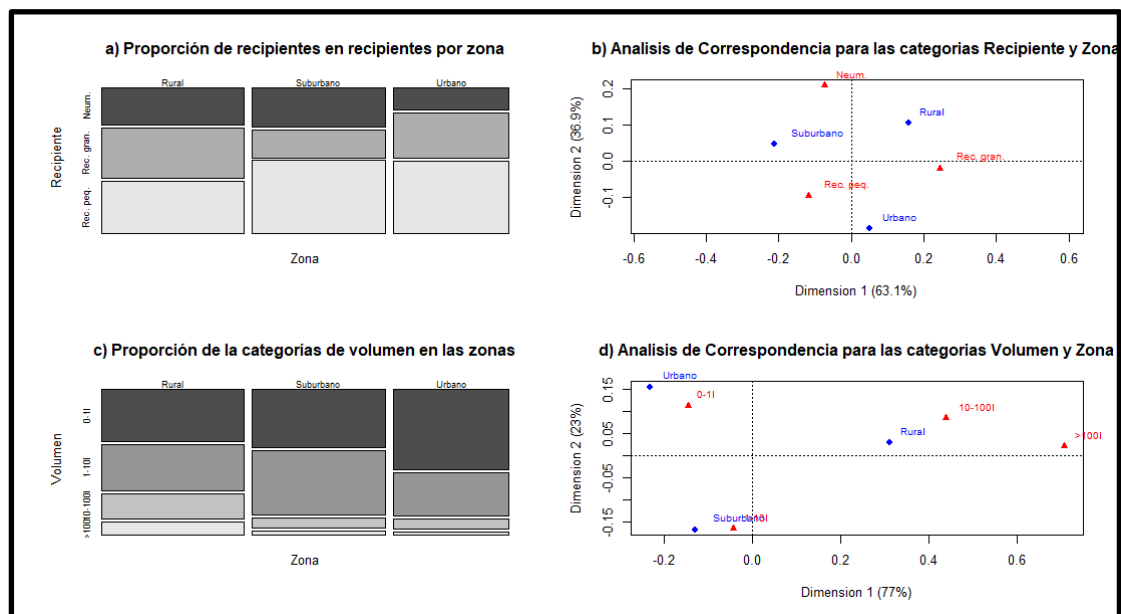


Figura 3.1. Proporción según la zona y análisis de correspondencia para el tipo de recipiente (a y b) y para la categoría de volumen (c y d)

Composición de los ensambles

Se recolectaron un total de 22.514 ejemplares larvales pertenecientes a once taxa de culícidos: *Ae. aegypti*, *Ae. albopictus*, *Ae. fluviatilis*, *Cx. quinquefasciatus*, *Cx. coronator*, *Cx. apicinus*, *Cx. brethesi*, *Li. durhamii*, *Lt. bigoti*, *Toxorhynchites spp.* y *Anopheles spp.*

Aedes aegypti fue la especie más abundante de todo el muestreo representando el 53,82% de los ejemplares, seguido de *Cx. quinquefasciatus* (23,65%), *Ae. albopictus* (10,58%) y *Ae. fluviatilis* (6,90%). En Colonia Aurora, de 5319 ejemplares recolectados, *Cx. quinquefasciatus* resultó la especie más abundante (38,50%) con variaciones según la fecha de colecta (Figura 3.2). *Aedes albopictus* fue la segunda especie con mayor abundancia relativa en todo el muestreo (23,82%) y la de mayor abundancia relativa en abril de 2016 y 2017 (39,71% y 51,01%, respectivamente). Por su parte en Eldorado, tanto en la zona urbana como suburbana se observó una marcada dominancia de *Ae. aegypti* (Figura 3.2). El mosquito predador *Lt. bigoti* fue registrado únicamente en Colonia Aurora representando la sexta especie más abundante en todo el estudio, la tercera en octubre de 2015 y la quinta en noviembre de 2016 (Figura 3.2).

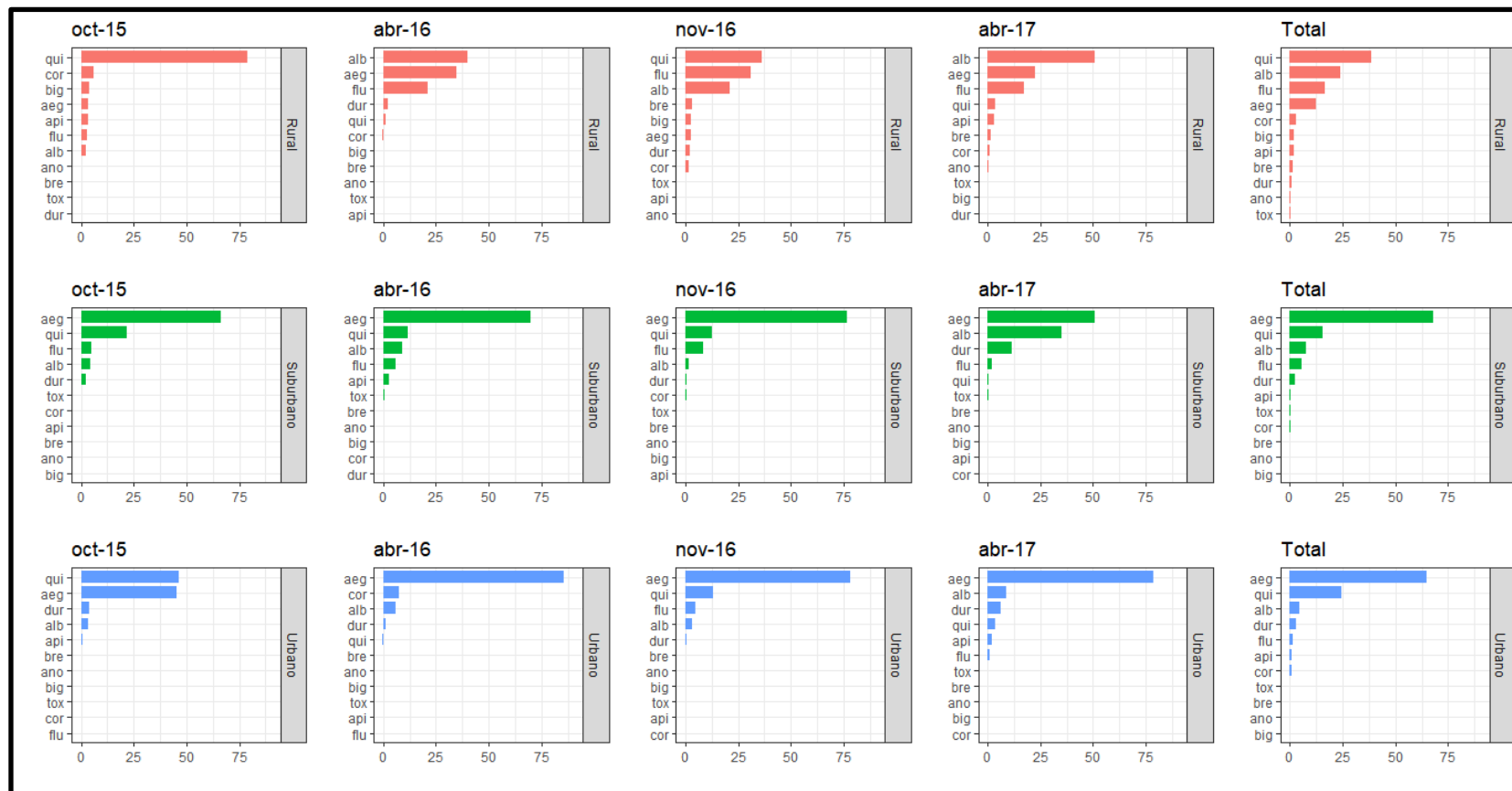


Figura 3.2. Abundancia relativa (%) de *Ae. aegypti* (aeg), *Cx. quinquefasciatus* (qui), *Ae. albopictus* (alb), *Ae. fluviatilis* (flu), *Li. durhamii* (dur), *Cx. coronator* (cor), *Cx. apicinus* (api), *Lt. bigoti* (big), *Cx. brethesi* (bre), *Toxorhynchites* spp. (tox) y *Anopheles* spp. (ano) según zonas (Colonia Aurora -rural-, Eldorado -suburbano/vegetado-, Eldorado -rural-) y periodo (Oct-2015, Abr-2016, Nov 2016, Abr-2017) de colecta.

En la zona rural, la riqueza fue superior respecto a las zonas urbanas y suburbanas de Eldorado con un total de 11 especies frente a las 8 que presentó el municipio urbano. Solamente, tres especies se registraron exclusivamente en Colonia Aurora: *Lt. bigoti*, *Cx. brethesi*, *Anopheles* spp. Por otro lado, el número de especies no superó las 5 por recipiente (Tabla 3.2). El 44,78% presentó una sola especie, mientras el 37,31% solo dos. El número de especie por criadero no varió entre zonas ($\chi^2=4,802$; gl=2; p=0,091), pero sí entre los tipos de recipiente ($\chi^2=7,768$; gl=2; p=0,021). Los recipientes pequeños presentaron en promedio un menor número de especies (1,66), significativamente inferior a los neumáticos (2,00).

Tabla 3.2. Media y rango de la riqueza específica según zona (Rural, Suburbana, Urbana) y tipo de recipiente (N: neumático, G: recipiente grande, P: recipiente pequeño). Letras distintas implican diferencias significativas (p<0,05) según las comparaciones de Wilcoxon.

Municipio Zona	Colonia Aurora				Eldorado								Total		
	Rural				Suburbana				Urbana						
Recipiente	N	G	P	Total	N	G	P	Total	N	G	P	Total	N	G	P
Riqueza específica (Media)	1,87	1,91	1,72	1,82	2,18	1,92	1,70	1,88	1,89	1,59	1,16	1,62	2,00 ^a	1,80 ^{ab}	1,66 ^b
Riqueza específica (Rango)	1-4	1-4	1-4	1-5	1-5	1-3	1-4	1-5	1-3	1-3	1-3	1-4	1-5	1-5	1-4
Número de recipientes	39	54	54	147	39	27	71	137	19	39	61	119	97	118	188
Especies															
<i>Ae. aegypti</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ae. albopictus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ae. fluviatilis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cx. quinquefasciatus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cx. coronator</i>	X	X	X	X		X	X	X		X		X	X	X	X
<i>Cx. apicinus</i>		X	X	X		X	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Cx. brethesi</i>		X	X	X										X	X
<i>Li. Durhamii</i>		X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Lt. Bigoti</i>	X	X	X	X									X	X	X
<i>Toxorhynchites</i> spp.		X	X	X	X		X	X			X	X	X	X	X
<i>Anopheles</i> spp.	X	X		X									X	X	

El análisis ACP para evaluar la variación de los ensambles de culícidos entre las zonas se llevó a cabo con tres componentes principales (CP) que explicaron el 72,8%

de la varianza total (Figura 3.3). El CP1 fue explicado principalmente por *Ae. aegypti* (asociado a sus valores positivos) y en parte por *Cx. quinquefasciatus* y *Ae. fluviatilis* (asociados a los valores negativos). El CP2 resultó estar explicado por *Ae. albopictus* (asociados a sus valores positivos) y parte por *Ae. fluviatilis* (valores positivos) y *Cx. quinquefasciatus* (valores negativos) (Figura 3.3a). Por último, el CP3 estuvo explicado por un componente de *Ae. fluviatilis* (asociado a sus valores positivos) y otro componente de *Li. durhamii* (asociado a valores negativos) (Figura 3.3b). Este análisis mostró que las zonas de Eldorado (suburbano y urbano) con elevada abundancia de *Ae. aegypti* fueron muy similares. Por su parte el municipio rural de Colonia Aurora se diferenció del resto de Eldorado al presentar elevada abundancia de *Cx. quinquefasciatus*, *Ae. albopictus* y *Ae. fluviatilis*.

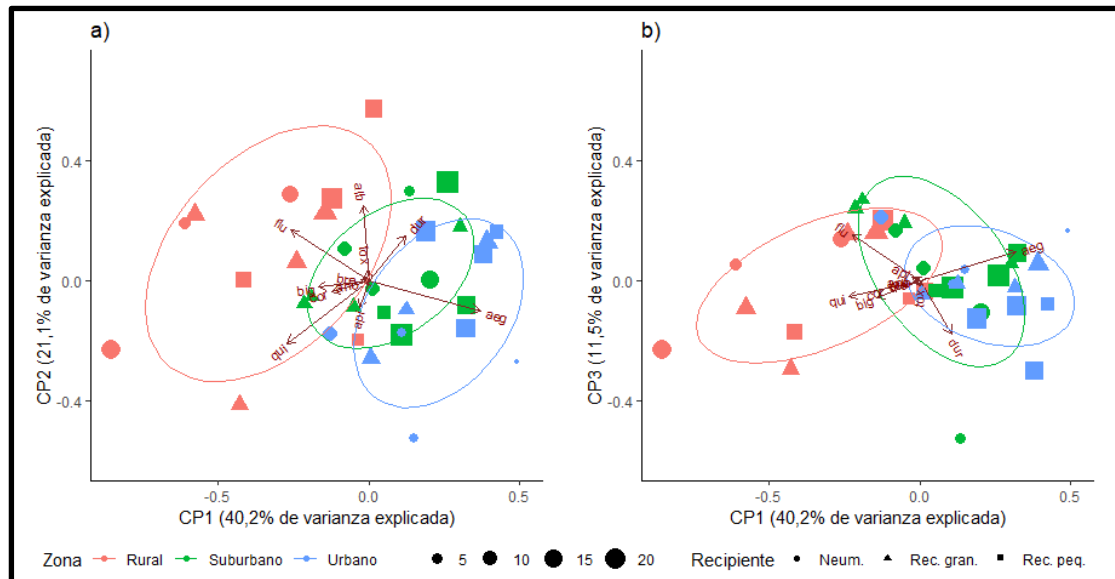


Figura 3.3. Análisis de Componentes Principales (ACP) de la abundancia de culícidos de cada zona (rural: rosa, suburbano: verde y urbano: azul) y tipo de recipiente (neumático: círculo, recipiente grande: triángulo, recipiente pequeño: cuadrado). a) Componente Principal 1 (CP1) vs Componente Principal 2 (CP2) y b) Componente Principal 1 (CP1) vs Componente Principal 3 (CP3). El tamaño de la figura geométrica indica el número de recipientes utilizados para estimar cada punto. Especies: *Ae. aegypti* (aeg), *Ae. albopictus* (alb), *Ae. fluviatilis* (flu), *Cx. quinquefasciatus* (qui), *Cx. coronator* (cor), *Cx. brethesi* (bre), *Cx. apicinus* (api), *Li. durhamii* (dur), *Lt. bigoti* (big), *Toxorhynchites* sp. (tox), y *Anopheles* sp. (ano).

El análisis de similitudes evidenció diferencias significativas en al menos una zona ($R= 0,019$; $p=0,004$). Comparaciones posteriores mostraron que la zona rural resultó diferente significativamente a la zona suburbana ($R= 0,188$; $p<0,001$) y urbana ($R= 0,183$; $p<0,001$) de Eldorado; mientras que estas dos últimas no presentaron diferencias entre si ($R= 0,003$; $p=0,299$). Los resultados del análisis de porcentaje de similitud mostraron que la baja abundancia de *Ae. aegypti* en Colonia Aurora contribuyeron a la disimilitud un 37,56% en contraste el rural-suburbano y 37,69% en el rural-urbano. En un segundo nivel, la elevada abundancia de *Ae. albopictus* en la zona rural contribuyeron un 19,72% y 19,98% respectivamente para cada comparación (Tabla 3.3).

Tabla 3.3. Contribución porcentual a la diferencia entre la zona rural de Colonia Aurora y las zonas urbanas y suburbanas/vegetadas de Eldorado. Entre paréntesis se informa la contribución total. Especies: *Ae. aegypti* (aeg), *Ae. albopictus* (alb), *Cx. quinquefasciatus* (qui), *Ae. fluviatilis* (flu).

SIMPER entre zonas		
	Suburbano	Urbano
Rural	aeg 37,6	aeg 37,7
	alb 19,8	alb 20,1
	qui 16,1	qui 16,5
	flu 13,5	flu 11,8
	(87,00)	(86,12)

Considerando los cuatro periodos evaluados en el municipio rural de Colonia Aurora, *Cx. quinquefasciatus* resultó preponderante en baldes, depósitos de agua y neumáticos (ver Tabla 1 en anexo), siendo la especie con mayor cantidad de ejemplares recolectados en neumáticos (con 730 ejemplares) y recipientes grandes (943) (Tabla 3.4). Además, *Ae. albopictus* fue la especie mayor representada en los recipientes pequeños (como recipientes plásticos, bajo macetas y baldes, ver Tabla 1

en Anexo) con 356 ejemplares (Tabla 3.4). Por otro lado, en las zonas suburbana y urbana de Eldorado, *Ae. aegypti* predominó en todos los tipos de recipientes evaluados (Tabla 3.4).

Tabla 3.4. Individuos recolectados de *Ae. aegypti* (aeg), *Cx. quinquefasciatus* (qui), *Ae. albopictus* (alb), *Ae. fluviatilis* (flu), *Li. durhamii* (dur), *Cx. coronator* (cor), *Cx. apicinus* (api), *Lt. bigoti* (big), *Cx. brethesi* (bre), *Toxorhynchites spp.* (tox) y *Anopheles spp.* (ano) por zona [Colonia Aurora (Rural), Eldorado (Suburbano) y Eldorado (Urbano)] y tipo de recipiente [Neumáticos (Neum.), Recipiente grande (Rec. gran) y Recipiente grande (Rec. peq.)]

	N	aeg	qui	Alb	flu	dur	Cor	api	big	bre	ano	tox
Rural	149	651	2048	1267	876	54	152	97	107	60	4	3
Neum.	39	48	730	184	239	0	82	0	80	0	1	0
Rec. gran.	54	323	943	720	484	24	61	33	15	31	3	2
Rec. peq.	54	257	314	356	152	30	9	64	12	29	0	1
S/D	2	23	61	7	1	0	0	0	0	0	0	0
Suburbano	139	6901	1550	784	578	265	19	33	0	0	0	21
Neum.	39	2225	210	306	94	191	0	0	0	0	0	19
Rec. gran.	27	2114	909	91	464	28	10	32	0	0	0	1
Rec. peq.	71	2381	431	387	20	46	9	1	0	0	0	1
S/D	2	181	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Urbano	119	4566	1727	330	100	220	50	50	0	0	0	1
Neum.	19	798	279	25	91	0	0	27	0	0	0	0
Rec. gran.	39	1948	1349	144	1	6	50	23	0	0	0	0
Rec. peq.	61	1820	99	161	8	214	0	0	0	0	0	1
Total	407	12118	5325	2381	1554	539	221	180	107	60	4	25

En Colonia Aurora, la composición de los ensambles presentó diferencias significativas entre los tipos de recipiente ($F_{n=145}=3,03$; $p=0,004$). Solamente la comunidad de los neumáticos resultó significativamente diferente a la de los recipientes pequeños (Figura 3.4, Neum. vs. Rec. peq.: $F_{n=93}=5,07$; $p=0,001$ / Neum. vs. Rec. gran.: $F_{n=90}=2,24$; $p=0,059$ / Rec. peq. vs. Rec. gran.: $F_{n=106}=1,95$; $p=0,09$). Según el análisis de similaridad, las especies que contribuyeron a las diferencias fueron: *Ae. albopictus* (25,25%), *Cx. quinquefasciatus* (21,31%), *Ae. fluviatilis* (18,25%) y *Ae.*

aegypti (16,76%) (Figura 3.4). Por otra parte, en el municipio urbano, los ensambles también difirieron entre los tipos de recipiente ($F_{n=255}=2,67$; $p=0,004$). Solamente los recipientes pequeños resultaron diferentes significativamente al resto (Figura 3.4, Rec. peq. vs. Neum: $F=3,71$; $p=0,003$ / Rec. peq. vs Rec. gran: $F=2,91$; $p=0,014$ / Neum. vs. Rec. gran: $F= 0,81$; $p=0,508$). El análisis de similaridad mostró que las diferencias fueron atribuidas a la preponderancia de *Ae. aegypti* (contribución porcentual para la diferencia con neumáticos y recipientes grandes: 38,74% y 41,69%, respectivamente) y *Cx. quinquefasciatus* (18,37% y 15,95%) en este tipo de recipientes y a una mayor abundancia de *Ae. albopictus* en los pequeños (18,88% y 19,10%) (Figura 3.4).

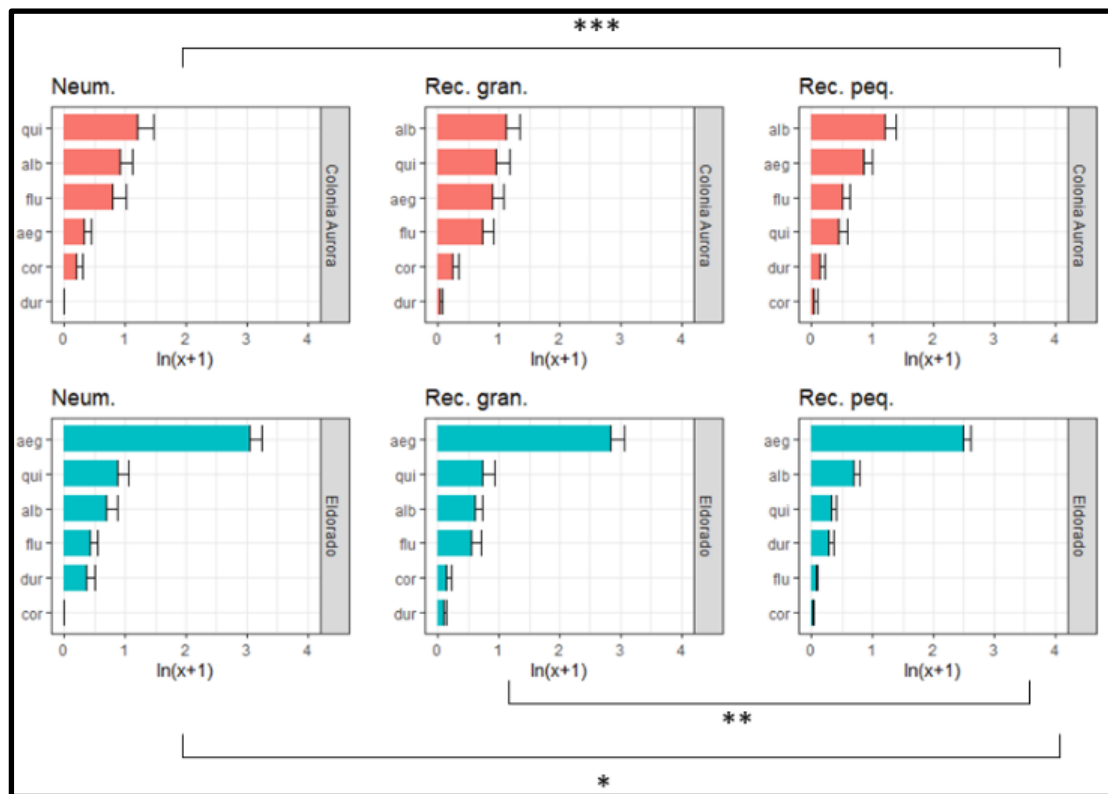


Figura 3.4. Estimación media (barras) y error estándar (línea) del logaritmo natural de la abundancia de *Ae. aegypti* (aeg), *Ae. albopictus* (alb), *Ae. fluviatilis* (flu), *Cx. quinquefasciatus* (qui), *Cx. coronator* (cor) y *Lz. bigoti* (big) por bootstrap en cada tipo de recipientes (Neum.: Neumático, Rec. gran.: Recipiente grande, Rec. peq.: Recipiente pequeño) en los municipios de Colonia Aurora (Rosa) y Eldorado (Azul). Diferencias significativas entre los tipos de recipientes en cada municipio se indican con asteriscos (códigos de significancia: $0 < '***' < 0,001 < '**' < 0,01 < '*' < 0,05$)

Predadores

Durante el periodo evaluado, un total de 132 ejemplares recolectados pertenecieron a las especies predatoras *Lt. bigoti* y *Toxorhynchites spp.* En el municipio rural de Colonia Aurora se registró la mayor cantidad de predadores con total de 110, de los cuales el 97,27% estuvo representado por *Lt. bigoti*. En esta zona, tanto la cantidad de predadores como el porcentaje de criaderos con presencia de estos fue superior durante octubre de 2015 y noviembre de 2016 (Figura 3.5). Por otro lado, en las zonas suburbanas y urbanas de Eldorado, solo se registró la presencia de *Toxorhynchites spp.* (Figura 3.5).

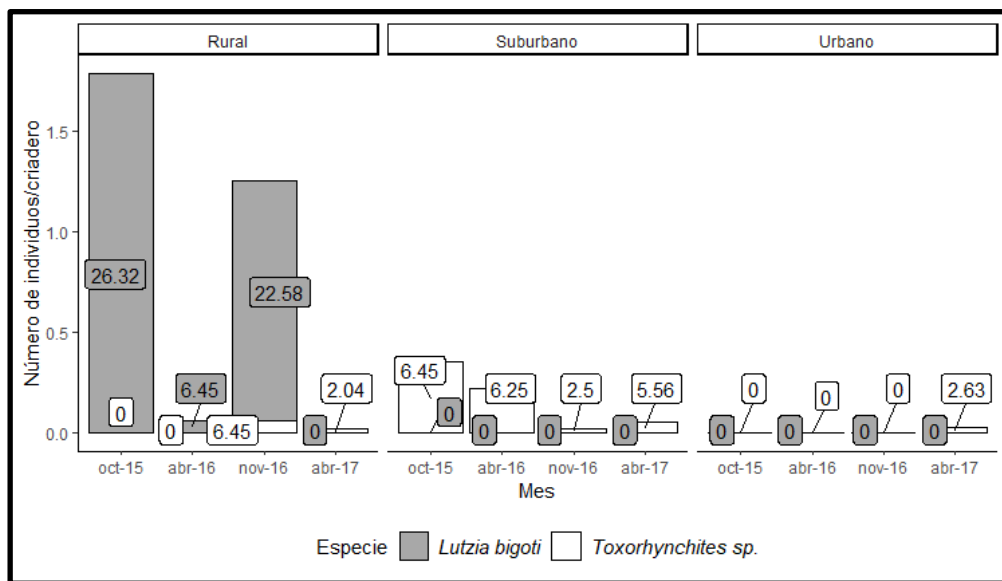


Figura 3.5. Cantidad de individuos por criadero de *Toxorhynchites spp* (barras blancas) y *Lt. bigoti* (barras grises) en las tres zonas de colecta (rural, suburbano y urbano). Las etiquetas informan el porcentaje de criaderos con su presencia.

El modelo que mejor explicó la variabilidad de la presencia de predadores en los criaderos incluyó a las variables municipio y tipo de recipiente (Tabla 3.5). En el municipio de Colonia Aurora la probabilidad de encontrar un predador resultó significativamente mayor a la de Eldorado ($\chi^2=4,05$; $gl=1$; $p=0,044$, Figura 3.6). Así mismo, los neumáticos resultaron los recipientes con mayor probabilidad de presencia de predadores, seguido por los recipientes grandes y en menor medida los recipientes pequeños ($\chi^2=4,05$; $gl=1$; $p=0,044$, Figura 3.6).

Tabla 3.5. GLMM seleccionado para explicar la presencia de predadores en criaderos. Las variables seleccionadas resultaron el municipio (Eldorado y Colonia Aurora) y el Recipiente (Neum.: Neumático; Rec. gran.: Recipiente grande; Rec. peq.: Recipiente pequeño). (* $p < 0,05$)

Modelo: $P_{pred} \sim \text{Municipio} + \text{Recipiente} + (1 \text{Viviendas})$				
$gl = 397$		viviendas = 179		
	Coeficiente	EE	z	p-valor
Intercepto	-3,954	1,809	-2,185	0,0289 *
Municipio. Eldorado	-2,792	1,388	-2,012	0,0442 *
Recipiente. Rec. gran.	-2,669	1,243	-2,147	0,0318 *
Recipiente. Rec. peq.	-2,932	1,156	-2,536	0,0112 *
Varianza viviendas= 46,5				
Punto de corte= 0,0678				
Kappa=0,54				

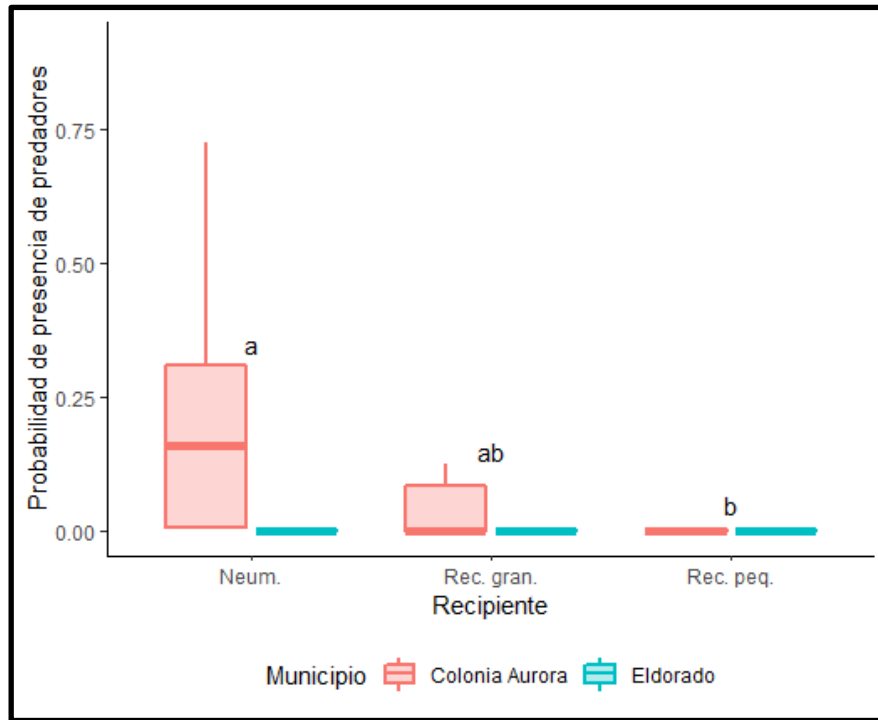


Figura 3.6. Boxplot de valores predichos del modelo seleccionado para explicar la variabilidad presencia de predadores en criaderos. Las variables explicativas fueron el Municipio y el Recipiente (Neum.: Neumático; Rec. gran.: Recipiente grande; Rec. peq.: Recipiente pequeño). Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba de Tukey con la corrección de Bonferroni ($p < 0,05$).

3.4. Discusión

Los resultados de este capítulo mostraron la existencia de dos ensambles bien definidos en los municipios de Eldorado y Colonia Aurora. En términos generales, el municipio urbano de Eldorado estuvo dominado por *Ae. aegypti*; mientras que en la localidad rural de Colonia Aurora preponderaron *Ae. albopictus*, *Cx. quinquefasciatus* y *Ae. fluviatilis*. Todas estas especies resultan de relevancia epidemiológica por ser vectores de diversas enfermedades. *Aedes albopictus* y *Ae. aegypti* se encuentran incriminados en la transmisión de fiebre amarilla y dengue, entre otros patógenos (Gratz 1999, 2004) y *Cx. quinquefasciatus* es el vector del virus de la encefalitis de San Luis (Spinsanti et al. 2008). Por otra parte, la capacidad de *Ae. fluviatilis* para transmitir

los virus de fiebre amarilla y dengue se ha demostrado experimentalmente (Silva et al. 2017). Además, es un vector de *Plasmodium gallinaceum*, un parásito de la malaria aviar (Multini et al. 2016; Silva et al. 2017) y *Dirofilaria immitis*, un agente de enfermedades cardio-respiratorias caninas, que también pueden afectar a los humanos (Vezzani et al. 2006).

Una mayor abundancia de *Ae. albopictus* en la zona rural de Colonia Aurora, posiblemente se deba a la mayor humedad que se les atribuye a estos ambientes que permiten una mayor sobrevivencia (Sota & Mogi 1992; Mogi et al. 1996; Rey et al. 2006; Rey & Lounibos 2015). Por otra parte, las variaciones temporales en la dominancia registrada en Colonia Aurora posiblemente estén relacionadas a dinámicas poblacionales moduladas por las temperaturas. En regiones subtropicales, tanto las poblaciones de *Ae. albopictus* como *Ae. aegypti* presentan dinámicas estacionales (Honório & Lourenço-de-Oliveira 2001; Heinisch et al. 2019); y además, estudios sobre los desarrollos larvales indican que las bajas temperaturas afectan más al mosquito tigre asiático en su supervivencia y tiempo de desarrollo (Garzón et al. 2020). Posiblemente estas diferencias y los periodos seleccionados para evaluar los ensambles no permitan detectar estas fluctuaciones de *Ae. aegypti* en Eldorado.

La dominancia tan marcada de *Ae. aegypti* en Eldorado se encontraría asociada a una mayor resistencia a la desecación de sus huevos y a una mayor supervivencia de los adultos a las condiciones de baja humedad que representan estos ambientes (Sota & Mogi 1992; Mogi et al. 1996). En cambio, su baja abundancia en el municipio rural de Colonia Aurora puede estar relacionadas a una ventaja competitiva por el alimento

de las larvas de *Ae. albopictus* que reduce su abundancia (Juliano 2009, Lounibos 2002).

Otro factor que posiblemente que esté determinando la estructura de los ensambles en el municipio rural sea la presencia de predadores, en especial *Lt. bigoti*. Una mayor presencia y abundancia de predadores en Colonia Aurora podrían contribuir a una mayor riqueza y diversidad de la comunidad de culícidos que crían en hábitats artificiales. Si bien existen estudios que indican que los predadores pueden afectar a la composición de los ensambles reduciendo la riqueza (Blaustein 1998; Yanoviak 2001; Carver et al. 2010), otros denotan que también pueden regular a las especies dominantes generando patrones de mayor diversidad y riqueza (Saleem et al. 2012). Tanto *Lt. bigoti* y especies del género *Toxorhynchites* han demostraron ser eficientes depredadores de varias especies de mosquitos, incluidas *Ae. aegypti* y *Ae. albopictus* (Focks et al. 1980; Lounibos & Campos 2002; Hinojosa-ontiveros 2015; Zuharah et al. 2015;).

La composición de los ensambles según los tipos de recipientes varió dentro de cada municipio. En Eldorado, todos los recipientes estuvieron dominados por *Ae. aegypti* y las diferencias entre los tipos de recipientes dependieron principalmente de la abundancia de este vector, que resultó más abundante en neumáticos, y en menor medida en recipientes grandes y pequeños. En cambio, en Colonia Aurora, *Cx. quinquefasciatus* predominó en neumáticos y *Ae. albopictus* en el resto de los recipientes. Los resultados coinciden, en parte, con trabajos realizados en regiones urbanas del país donde *Ae. aegypti* es frecuente y abundante en la mayoría de los criaderos artificiales (Stein et al. 2002; Rubio et al. 2011; Rubio et al. 2012; Zanotti et

al. 2015) y que también indican que en ambientes poco urbanizados predominan las especies del género *Culex* (Cardo et al. 2015), sobre todo en neumáticos (Rubio & Vezzani 2011; Rubio et al. 2011). En Colonia Aurora, los neumáticos representaron una proporción elevada de los criaderos evaluados. Es factible que por esta razón *Cx. quinquefasciatus* sea una de las especies dominantes en el municipio rural. Pero, además, en esa localidad y en ese tipo de criaderos, la presencia de predadores resultó mayor. Las especies del género *Culex*, se caracterizan por criar en una amplia variabilidad de ambientes naturales y artificiales en los cuales coexisten con varias especies predadoras (Fischer & Schweigmann 2008; Weterings et al. 2014). Producto de ello es que las larvas de especies como *Cx. quinquefasciatus* presentan mecanismos comportamentales para evadir la depredación (como posicionarse en la superficie del agua y reducir sus movimientos corporales y de filtrado del agua) (Kesavaraju et al. 2011). Es factible que los predadores estén afectando a las otras especies, como *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*, ya que las larvas del género *Aedes* se caracterizan por presentar menos estrategias comportamentales para evadir la predación (Grill & Juliano 1996; Kesavaraju et al. 2011).

La riqueza específica en el municipio de Colonia Aurora resultó mayor, en sintonía con el estudio realizado en el Área Metropolitana de Buenos Aires que muestran que la cantidad de especies de culícidos se incrementa en ambientes poco urbanizados (Rubio et al. 2011; Cardo et al. 2015). *Culex brethesi*, la especie predadora *Lt. bigoti* y especímenes del género *Anopheles* no se observaron en el municipio urbano; aunque, la presencia de *Lt. bigoti* en Eldorado fue registrada anteriormente (Lizuain et al. 2019). Por otra parte, la cantidad de especies por criaderos resultó inferior en los recipientes con capacidad de menos de 10 litros. Por lo general, los

hábitats artificiales se caracterizan por presentar una menor cantidad de especies de culícidos si se los compara con recipientes naturales (por ejemplo, en cavidades de rocas donde se acumula agua) (Armistead et al. 2012) y además, los recipientes pequeños suelen presentar una menor cantidad de especies (Rubio et al. 2012; Cardo et al. 2015) debido a una menor capacidad para contener un mayor número de individuos.

Como conclusión, en el presente capítulo se muestra que los ensambles de culícidos en Colonia Aurora y Eldorado presentan diferencias con una dominancia marcada de *Ae. aegypti* en el municipio urbano; y dominados por *Ae. albopictus* y *Cx. quinquefasciatus* en el municipio rural con variaciones temporales y según el tipo de recipiente. Posiblemente las variaciones y la codominancia se deban a fluctuaciones estacionales de los vectores, a la disponibilidad de los tipos de recipientes y a la presencia de predadores. El presente trabajo refuerza y actualiza la importancia de las comunidades de culícidos de recipientes artificiales que se encuentran en estrecho contacto con las personas por su rol como vectores de diversos patógenos, principalmente en ambientes rurales, donde las probabilidades de nexos con ciclos silvestres de las enfermedades se acentúan (D’Oria et al. 2010).

Capítulo 4. Abundancia y ocurrencia de especies de culícidos con énfasis en *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*.

4.1. Introducción

Las variaciones de las abundancias de las poblaciones están determinadas por diversos factores: efectos ambientales, meteorológicos e interacciones entre individuos de otras especies son determinantes y, por lo general, actúan en simultáneo (Frankie & Ehler 1978). En lo que concierne a culícidos que crían en hábitats artificiales, las características de los recipientes, el volumen de agua, los ambientes, las variables meteorológicas y las interacciones bióticas cumplen un rol preponderante en la abundancia y presencia de culícidos (Micieli & Campos 2003; Armistead et al. 2008; Yee et al. 2010; Bhaskar Rao et al. 2011; Bartlett-Healy et al. 2012; Fischer et al. 2017).

En términos generales, la presencia de las larvas de mosquitos en un recipiente es el resultado de dos procesos: la oviposición de la hembra y la supervivencia larval. Primero, las hembras buscan maximizar el éxito reproductivo seleccionando hábitats larvarios de calidad a través de claves olfatorias (por ejemplos volátiles del ambiente acuático), visuales (por ejemplo, color) y táctiles (por ejemplo, tipo de superficie de los recipientes) (Christophers 1960; Bentley & Day 1989). Las especies del género *Culex* dejan sus huevos sobre la superficie del agua, y estos eclosionan luego de la ovipostura (Bentley & Day 1989). Por otro lado, la mayoría de las especies del género *Aedes* son considerados mosquitos de inundación (Christophers 1960; Bentley & Day 1989). Por ejemplo, *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* depositan sus huevos en las paredes de los recipientes por encima del nivel del agua; y luego de un periodo de maduración y de un evento de inundación, eclosionan (Christophers 1960; Bentley & Day 1989).

Posterior a la eclosión, la supervivencia de la larva depende no solo de la disponibilidad y el tipo del recurso alimenticio (detritos y microorganismos) sino también de interacciones intra e interespecíficas (competencia, predación y parasitismo). En comunidades de culícidos que crían en recipientes artificiales, estas interacciones pueden cumplir un rol preponderante en su estructuración (Juliano 2009). Un ejemplo bien estudiado es el caso de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* ya que, en algunas regiones de Norteamérica, el arribo de la primera especie devino en una declinación de las poblaciones de la segunda (O'Meara et al. 1995; Lounibos 2002). Una ventaja competitiva de los estadios larvales de *Ae. albopictus* y un apareamiento cruzado entre machos del mosquito tigre asiático y hembras de *Ae. aegypti* que dejan a estas inviábiles para una cópula posterior serían los mecanismos por los cuales en algunos lugares de Estados Unidos *Ae. albopictus* logró una dominancia (Juliano 2009; 2010; Bargielowski et al. 2015). De todas formas, la coexistencia entre estas especies siguió reportándose por lo que se sugirieron posibles mecanismos: 1) una resistencia de las hembras de *Ae. aegypti* a la cópula con *Ae. albopictus* generada a través de cambios comportamentales en el reconocimiento del macho (Lounibos et al. 2016); 2) cambios en el desempeño competitivo larval de estas especies debido a diferencias geográficas, poblacionales, al tipo de detrito por el cual compiten y por presencia de otras especies competidoras o predadoras (Juliano 2010; 2009; Juliano et al. 2010); y 3) una segregación espacial de estos vectores dado los efectos competitivos predominantes de *Ae. albopictus* y menor resistencia a la desecación de huevos y supervivencia de los adultos en condiciones de baja humedad con respecto a *Ae. aegypti* (Braks et al. 2003; Rey et al. 2006; Rey & Lounibos 2015;).

Con respecto a este último punto, diversos trabajos realizados en Brasil, Estados Unidos y Tailandia plantean una dominancia de *Ae. aegypti* en ambientes urbanos y de *Ae. albopictus* en ambientes rurales o vegetados (Braks et al. 2003; Rey et al. 2006; Tsuda et al. 2006; Reiskind & Lounibos 2013; Honório et al. 2009). Lo que generaría esta segregación es por un lado la caracterización de los ambientes urbanos como ambientes de baja humedad, lo que afecta a *Ae. albopictus* por su baja resistencia a la desecación de los huevos y a una menor supervivencia de sus adultos (Mogi et al. 1996; Sota & Mogi 1992; Reiskind & Lounibos 2013); y por otro lado, la consideración de ambientes rurales y vegetados como más húmedos que favorecen a la supervivencia del mosquito tigre asiático y al desplazamiento de *Ae. aegypti* (ya sea por competencia larval o por satirización).

En Argentina, *Ae. aegypti* se encuentra asociado principalmente a las precipitaciones y a la humedad relativa en regiones subtropicales con y sin estación seca (Micieli & Campos 2003; Stein et al. 2005); mientras que en regiones templadas se encuentra asociado a las temperaturas (Micieli et al. 2004; Vezzani et al. 2004; Zanotti et al. 2015; Fischer et al. 2017). Con respecto a *Ae. albopictus*, su distribución geográfica se encuentra acotada a las provincias de Misiones y Corrientes con clima subtropical sin estación seca, siendo uno de los registros más australes de Sudamérica (Lizuain et al. 2019; Goenaga et al. 2020). En uno de los pocos trabajos realizados en Eldorado, donde se evaluó la actividad de ovipostura de las hembras, encontraron que la única variable que moduló dicha actividad fue la temperatura (Aponte et al 2018, Faraone et al. 2018). Por otra parte, la abundancia de *Ae. albopictus* frente a *Ae. aegypti* son muy inferiores en ambientes urbanos, mientras que en ambientes rurales las proporciones entre ambas especies son similares (Lizuain et al. 2019).

Debido al limitado conocimiento que existe en la región sobre *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*, los objetivos de este capítulo implican evaluar y comparar la variación de la abundancia y presencia de estas especies, en relación con las características de los recipientes, las condiciones meteorológicas y la abundancia y presencia de otras especies. Para ello se presentarán dos análisis distintos. Por un lado, en la Sección A, se evaluará que variables inciden en la abundancia y ocurrencia de las especies en criaderos; mientras que, en la Sección B, se analizarán indicadores de presencia como Índices de Vivienda (porcentaje de viviendas positivas), de Recipiente (porcentaje de recipientes con agua positivos) y de Breteau (número de recipientes positivos cada 100 viviendas inspeccionadas), como también la abundancia total en los ambientes.

SECCIÓN A: Abundancia y ocurrencia de especies de culícidos en criaderos artificiales

Objetivo general

El objetivo de esta sección es evaluar la variación de la abundancia y presencia de *Ae. albopictus*, *Ae. aegypti*, *Ae. fluviatilis* y *Cx. quinquefasciatus* en criaderos artificiales de los municipios de Colonia Aurora y Eldorado, su relación con características de los recipientes y condiciones meteorológicas; y la asociación entre estas especies.

4.A.1. Análisis de datos

Variación de la abundancia y presencia de culícidos en criaderos

Para evaluar qué variables están asociadas a la abundancia y presencia de *Ae. albopictus*, *Ae. aegypti*, *Cx. quinquefasciatus* y *Ae. fluviatilis* en los criaderos, se realizaron modelos lineales generalizados (GLM, siglas en inglés) y modelos lineales generalizados mixtos (GLMM, siglas en inglés) con la cantidad de individuos recolectados en cada criadero como variable respuesta. Las siguientes variables se contemplaron como predictivas: Municipio (Colonia Aurora y Eldorado), Zona (Rural, Suburbano y Urbano), Recipiente (neumático, recipiente pequeño y recipiente grande), Volumen (0-1l, 1-10l, 10-100l, >100l), variables meteorológicas descritas en la sección 2.3 (Tabla 2.1) y variables bióticas (Tabla 4.1). Por otra parte, las variables Vivienda y Mes de colecta (oct-15, abr-16, nov-16, abr-17) fueron analizadas como variables aleatorias.

Tabla 4.1. Abreviatura y descripción de las variables bióticas utilizadas como posibles variables explicatorias de la abundancia y presencia de culícidos en criaderos. *Estas variables no fueron utilizadas en los modelos de las especies que hacen referencia.

Variable	Descripción
Lalb*	ln (número de individuos de <i>Ae. albopictus</i> + 1)
Laeg*	ln (número de individuos de <i>Ae. aegypti</i> + 1)
Lqui*	ln (número de individuos de <i>Cx. quinquefasciatus</i> + 1)
Lflu*	ln (número de individuos de <i>Ae. fluviatilis</i> + 1)
Palb*	Presencia de <i>Ae. albopictus</i> (1, presente; 0, ausente)
Paeg*	Presencia de <i>Ae. aegypti</i> (1, presente; 0, ausente)
Pqui*	Presencia de <i>Cx. quinquefasciatus</i> (1, presente; 0, ausente)
Pflu*	Presencia de <i>Ae. fluviatilis</i> (1, presente; 0, ausente)
Ppred	Presencia de culícidos predadores: <i>Toxorhynchites</i> spp. y <i>Lz. bigoti</i> (1, presente; 0, ausente)

Para evitar la colinealidad entre variables explicativas continuas, como las variables meteorológicas y bióticas, se computaron coeficientes de correlación de Pearson entre todos los pares de variables (ver Figuras 2, 3 y 4 en anexo) (Zuur et al. 2009). Cuando el valor absoluto de la correlación fue superior a $|r| > 0,5$ y significativo con $p < 0,01$, la variable responsable del mayor cambio de devianza en el modelo fue retenida, en tanto que la otra fue excluida del análisis subsiguiente.

Para la selección de las variables predictoras se utilizó un procedimiento de pasos hacia adelante, en los cuales a partir de un modelo nulo se procede a la adición de distintas variables explicativas, de a una a la vez (Quinn & Keough 2002). Además, se evaluaron términos de interacción entre variables significativas para determinar si contribuían a un mejor ajuste. Los modelos seleccionados fueron aquellos que resultaron más simples, contruidos con todas las variables explicativas con estimadores significativos, que aportaron la menor devianza y que cumplieron con menores valores de índices de inflación de la varianza (vif, siglas en ingles) (Davis

1989). En los casos en donde se obtuvieron más de un modelo candidato, para la selección del mejor modelo se utilizó el criterio de información de Akaike (AIC). En caso de ser necesario, se realizaron pruebas de Tukey ($\alpha=0.05$) para comparar medias entre variables categóricas.

Para *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* se utilizaron modelos con distribución de error binomial negativa con parametrización cuadrática truncada en cero dada la sobredispersión de los datos (Brooks et al. 2017). Estos modelos constan de dos componentes: el componente condicional o de conteos y el componente *hurdle*. El primero evaluó la abundancia dada la presencia de la especie en el criadero con una distribución de error binomial negativa y función de enlace logarítmica. Y el segundo modelo evaluó qué variables explican la ausencia de la especie con una distribución de error binomial y función de enlace *logit*. Por consiguiente, estimadores del componente *hurdle* con signo positivo estarán asociados a la ausencia del vector y estimadores con signo negativo a explicarán la presencia.

Para evaluar la precisión de clasificación del componente *hurdle* de los modelos seleccionados de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* se calculó el índice Kappa (K) y se utilizaron los siguientes rangos de concordancia para el estadístico: pobre, $K < 0,4$; bueno; $0,4 < K < 0,75$; y excelente, $K > 0,75$. Este índice indica la mejora del modelo sobre una clasificación aleatoria (Fielding & Bell 1997). También se informó el punto de corte que proporcionó el mejor valor de K.

Para los modelos de *Cx. quinquefasciatus* y *Ae. fluviatilis* sólo se evaluó la abundancia en recipientes dada la presencia de estos, ya que los modelos seleccionados con modelado de la presencia presentaron una mala precisión en la

clasificación (Índice de Kappa < 0,4). Para estos modelos de abundancia se utilizó una distribución de error binomial negativa con parametrización cuadrática dada la sobredispersión de los datos (Brooks et al. 2017).

Para todos los modelos no se consideraron las cuatro observaciones donde faltaba la clasificación del tipo de criadero y el outlier con presencia de *Cx. brethesi*. Se utilizó el programa R *core team* (2020). Los modelos de las cuatro especies se realizaron con el paquete *glmmTMB* (Brooks et al. 2017). Los análisis de residuos de cada modelo se realizaron con el paquete *DHARMa* (Hartig 2020) y los vif con el paquete *performance* (Lüdecke et al. 2020).

Asociación entre especies de culícidos

La asociación entre las cuatro especies más abundantes (*Ae. aegypti*, *Ae. albopictus*, *Ae. fluviatilis*, *Cx. quinquefasciatus*) fue cuantificada a través de información de presencia-ausencia utilizando el coeficiente de asociación C_8 de Hurlbert, cuyo rango varía entre 1 y -1. Asociaciones positivas entre las especies podrían reflejar una preferencia común de un hábitat o una atracción interespecífica, mientras que una asociación negativa podría ser el resultado de diferencias en la preferencia del hábitat o de repulsión interespecífica (Silver 2008a). La significancia en la asociación positiva o negativa entre las especies fue evaluada mediante un chi-cuadrado en el municipio de Eldorado y Colonia Aurora. No se evaluó por separado en la zona urbana y suburbana de Eldorado debido a frecuencias observadas menores a cinco.

4.A.2. Resultados

Abundancia y presencia de *Ae. albopictus*

El modelo seleccionado explicó que la presencia de *Ae. albopictus* en criaderos estuvo asociada a las precipitaciones mensuales acumuladas en el mes previo (Prec), a las temperaturas mínimas promedio 120 días previos a la colecta (Tmin120), a la presencia de *Ae. aegypti*, a la categoría del volumen de agua y al Municipio (Tabla 4.2 a). Los estimadores Prec y Tmin120 presentaron una asociación positiva a la probabilidad de presencia del mosquito tigre asiático (Tablas 4.2 b, d; Figuras 4.1 b, d). Asimismo, los criaderos con presencia de *Ae. aegypti* presentaron una mayor probabilidad de ocurrencia de *Ae. albopictus* (Figura 4.1 c, Tabla 4.2 d), como también los que se encontraban en el municipio de Colonia Aurora (Figuras 4.1 b y c; Tabla 4.2 d). Con respecto al volumen de agua, existieron diferencias entre las categorías (Tabla 4.2 d). Las pruebas de Tukey mostraron que la presencia fue significativamente menor en los recipientes con un volumen de agua mayor a 10l (Figura 4.1 e).

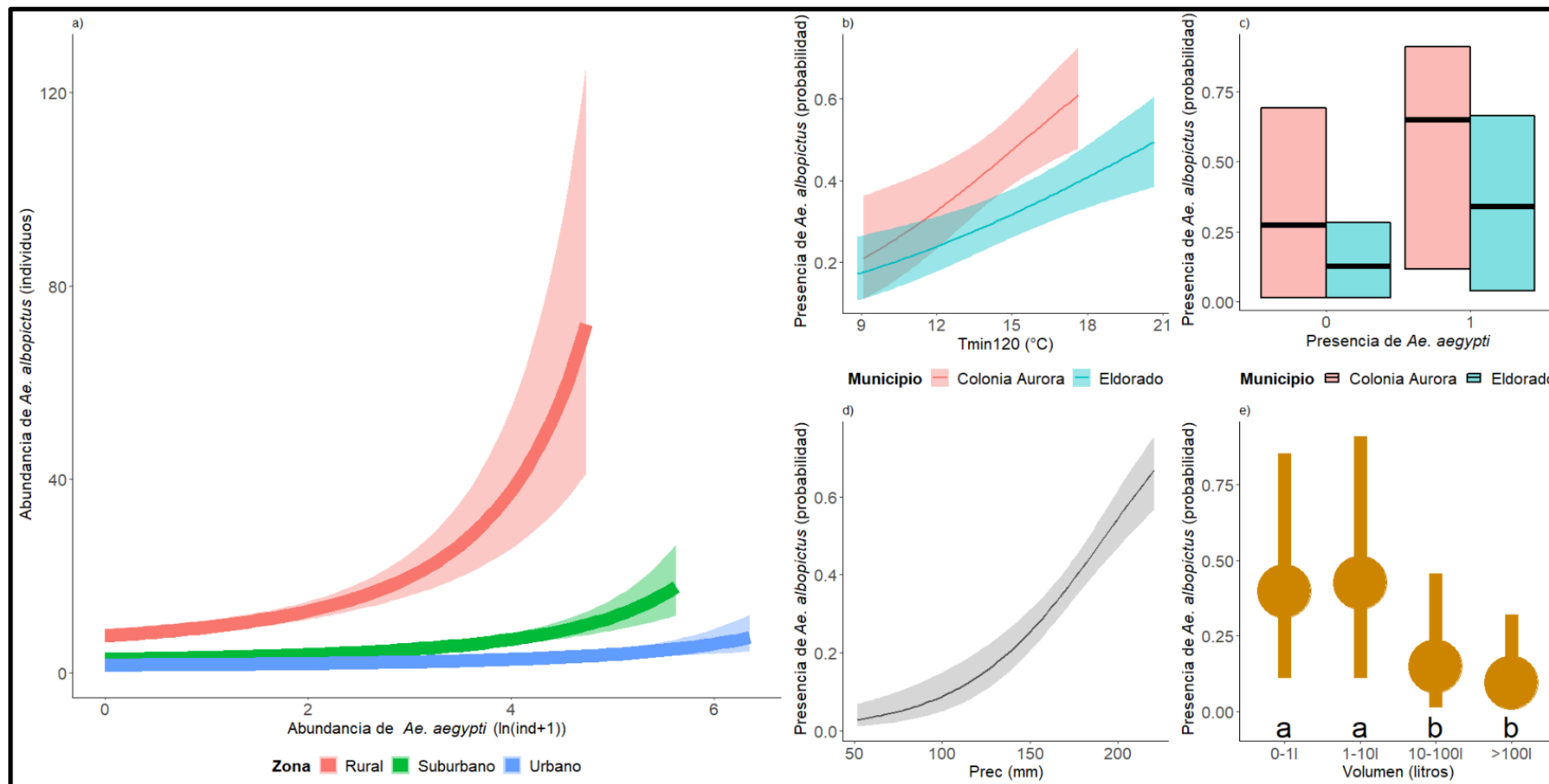


Figura 4.1. Modelo seleccionado de abundancia y presencia de *Ae. albopictus* en criaderos. A la izquierda, a) valores predichos de la abundancia de *Ae. albopictus* en función de la abundancia *Ae. aegypti* ($\ln(\text{ind}+1)$) y la Zona. Los colores indican la zona (Rural: rosa, Suburbano: verde, Urbano: azul). A la derecha, valores predichos de la probabilidad de presencia de *Ae. albopictus* según $T_{\min 120}$ (Temperatura promedio mensual, 120 días previos) y el Municipio (b); según la presencia de *Ae. aegypti* (c); según Prec (precipitaciones acumuladas en mm 30 días previos) (d); y según la categoría de volumen (en litros) (e). Las barras y líneas en c) y e) indican los intervalos de confianza del 95% para las medias.

Tabla 4.2. Modelo de *Ae. albopictus*. a) Modelo lineal generalizado y mixto (GLMM) seleccionado que explica la abundancia y presencia de *Ae. albopictus* en criaderos. Las variables significativas para el modelo de presencia fueron: Prec (Precipitaciones acumuladas 30 días previos), Volumen (0-1l, 1-10l, 10-100l, >100l), Tmin120 (Temperatura mínima promedio mensual, 120 días previos), Presencia de *Ae. aegypti* (0:ausente, 1:Presente), y Municipio (Colonia Aurora, Eldorado). Para el modelo de conteos, las variables significativas fueron: Zona (Rural, Suburbano y Urbano) y la abundancia *Ae. aegypti* (Laeg). b) Coeficientes de los estimadores del modelo hurdle (o de presencia). c) Coeficientes de los estimadores del modelo de conteos (o abundancia). d) Anova tipo II para los componentes hurdle y de conteos

a) Modelo de <i>Ae. albopictus</i>					
Abundancia ~ Zona + Laeg + (1 Viviendas)					
Presencia ~ Prec + Volumen + Paeg + Tmin120 + Municipio + (1 viviendas)					
gl=387		viviendas= 179			
b) Componente hurdle					
	Coeficientes	IC-inferior	IC-superior	Valor-z	p-valor
Intercepto	0,7324	0,0751	1,3898	2,184	0,028973 *
Prec	-0,5899	-0,9112	-0,2686	-3,599	0,000319 ***
v1-10l	-0,0805	-0,6006	0,4395	-0,304	0,761389
v10-100l	1,8904	0,8595	2,9213	3,594	0,000325 ***
v>100l	2,4796	0,7489	4,2103	2,808	0,004983 **
Paeg1	-1,4548	-2,2043	-0,7053	-3,805	0,000142 ***
Tmin120	-0,3732	-0,6639	-0,0824	-2,516	0,011885 *
Municipio.Eldor:	1,2986	0,5709	2,0264	3,498	0,000469 ***
Varianza de viviendas: 0.33					
Punto de corte= 0,68					
Kappa= 0,48					
c) Componente conteos					
	Coeficientes	IC-inferior	IC-superior	Valor-z	p-valor
Intercepto	3,0062	2,5862	3,4261	14,031	< 2e-16 ***
Zona.Suburbano	-1,079	-1,7429	-0,4150	-3,185	0,00145 **
Zona.Urbano	-1,5855	-2,3124	-0,8585	-4,275	0,00001 ***
Laeg	0,6359	0,3638	0,9079	4,581	<0,00001 ***
Varianza de viviendas: 0.39					
Parametro de sobredispersión: 0,82					
códigos de significancia: 0 < '***' < 0,001 < '**' < 0,01 < '*' < 0,05					

Continúa tabla 4.2

d) Anova tipo II			
Para componente hurdle			
	χ^2	gl	p-valor
Intercepto	4,7871	1	0,0287 *
Prec	12,990	1	0,0003 ***
Volumen	20,400	3	0,0001 ***
Paeg	14,524	1	0,0001 ***
Tmin120	6,353	1	0,0117 *
Municipio	12,269	1	0,0005 ***
Para componente conteos			
	χ^2	gl	p-valor
Zona	19,586	2	0,0001 ***
Laeg	20,985	1	<0,0001 ***
códigos de significancia: 0 < '***' < 0,001 < '**' < 0,01 < '*' < 0,05			

Por su parte, la variabilidad de la abundancia del mosquito tigre asiático se encontró asociada a la abundancia de *Ae. aegypti* (Laeg) y a diferencias entre Zonas ($\chi^2=19,59$; $p<0,001$) (Tablas 4.2 a, b; Figura 4.1 a), registrándose mayor abundancia en los criaderos de la zona rural de Colonia Aurora (contrastes de la prueba de Tukey: Rural vs. Suburbano, $p=0.0047$; Rural vs. Urbano, $p=0.0001$; Suburbano vs Urbano, $p=0.4474$).

Abundancia y presencia de *Ae. aegypti*

El modelo seleccionado explicó que la presencia de *Ae. aegypti* en los criaderos estuvo asociada al Municipio, a la presencia de predadores (Ppred), y a la abundancia de *Ae. albopictus* (Lalb), *Ae. fluviatilis* (Lflu) y *Cx. quinquefasciatus* (Lqui) (Tabla 4.3 a). La presencia de esta especie resultó significativamente superior en los criaderos de Eldorado e inferior en criaderos con presencia de predadores (Tabla 4.3 b, d; Figura 4.2 d). Además, los estimadores de los coeficientes y sus intervalos de confianza mostraron que la probabilidad de presencia de *Ae. aegypti* aumentó con la

abundancia de *Ae. albopictus* y disminuyó con la abundancia de *Ae. fluviatilis* y *Cx. quinquefasciatus* (Tabla 4.3 b, d ; Figuras 4.2 e, f, g).

Por otra parte, la variabilidad de la abundancia del vector fue explicada por el tipo zona, el volumen de agua, la presencia de predadores (Ppred) y la abundancia de *Ae. albopictus* (Lalb) (Tablas 4.3 a, c, d). En los criaderos de la zona rural de Colonia Aurora la abundancia fue significativamente menor a las zonas suburbana y urbana de Eldorado (Contrastes de Tukey: Rural vs. Suburbano, $p < 0,001$; Rural vs. Urbano, $p < 0,001$; Suburbano vs. Rural, $p = 0,983$) (Figura 4.2 a). Asimismo, la abundancia de *Ae. aegypti* en los criaderos resultó asociada positivamente a la abundancia de *Ae. albopictus* (Lalb, Figura 4.2 a) y afectada por la presencia de predadores (Figura 4.2 c). Respecto al volumen de agua, se observó menores cantidades de larvas en recipientes con menor volumen (0-1l) en comparación a los criaderos de 1-10l y 10-100l (Figura 4.2 b).

Tabla 4.3. Modelo de *Ae. aegypti*. a) Modelo lineal generalizado y mixto (GLMM) seleccionado que explica la abundancia y presencia de *Ae. aegypti* en criaderos. Las variables significativas para el modelo de presencia fueron: Municipio (Colonia Aurora, Eldorado), Ppred (presencia de predadores), Lflu (abundancia de *Ae. fluviatilis*), Lqui (abundancia de *Cx. quinquefasciatus*), Lalb (abundancia de *Ae. albopictus*). Para el modelo de conteos, las variables significativas fueron: Zona (Rural, Suburbano y Urbano), la presencia de predadores (Pred), y la abundancia *Ae. albopictus* (Lalb). b) Coeficientes de los estimadores del modelo hurdle (o de presencia). c) Coeficientes de los estimadores del modelo de conteos (o abundancia). d) Anovas tipo II para el componente *hurdle* y de conteos.

a) Modelo de <i>Ae. aegypti</i>	
Abundancia ~	Zona + Ppred + Volumen + Lalb + (1 Viviendas)
Presencia ~	Municipio + Ppred + Lflu + Lqui + Lalb + (1 Viviendas)
gl=385	viviendas= 179

Continúa Tabla 4.3

b) Componente hurdle					
	Coefficientes	IC-inferior	IC-superior	valor-z	p-valor
Intercepto	0,0973	-0,5778	0,7724	0,283	0,7775
Municipio.Eldor.	-3,8783	-5,2576	-2,4991	-5,511	3,56E-08 ***
Ppred	2,5540	0,9892	4,1187	3,199	0,0014 **
Lflu	0,5884	0,2218	0,9551	3,146	0,0016 **
Lqui	0,7400	0,3168	1,1631	3,428	0,0006 ***
Lalb	-0,5728	-1,0303	-0,1154	-2,454	0,0141 *
Varianza de viviendas: 2.67					
Punto de corte= 0,23					
Kappa= 0,72					

c) Componente conteos					
	Coefficientes	IC-inferior	IC-superior	valor-z	p-valor
(Intercept)	0,9391	0,3440	1,5342	3,093	0,0019 **
Zona.Suburbano	2,1157	1,4469	2,7845	6,2	5,63e-10 ***
Zona.Urbano	2,0641	1,3592	2,7689	5,74	9,49e-9 ***
Ppred	-2,6336	-3,9318	-1,3353	-3,976	7,01e-5 ***
v1-10l	0,5465	0,1487	0,9443	2,693	0,0071 **
v10-100l	1,2991	0,5985	1,9995	3,635	0,0003 ***
v>100l	0,3436	-0,9473	1,6346	0,522	0,6018
Lalb	0,4346	0,2426	0,6266	4,436	9,15e-6 ***
Varianza de viviendas: 0.94					
Parametro de sobredispersión: 0,63					

d) Anova tipo II

Para componente hurdle			
	χ^2	gl	p-valor
Municipio	30,846	1	2,79E-05 ***
Ppred	10,258	1	0,0013612 **
Lflu	9,930	1	0,0016261 **
Lqui	11,816	1	0,0005873 ***
Lalb	6,041	1	0,0139779 *
Para componente conteos			
	χ^2	gl	p-valor
Zona	43,641	2	3,337E-07 ***
Ppred	15,807	1	0,07013 ***
volumen	16,223	3	0,001021 **
Lalb	19,681	1	0,009147 ***
códigos de significancia: 0 < '***' < 0,001 < '**' < 0,01 < '*' < 0,05			

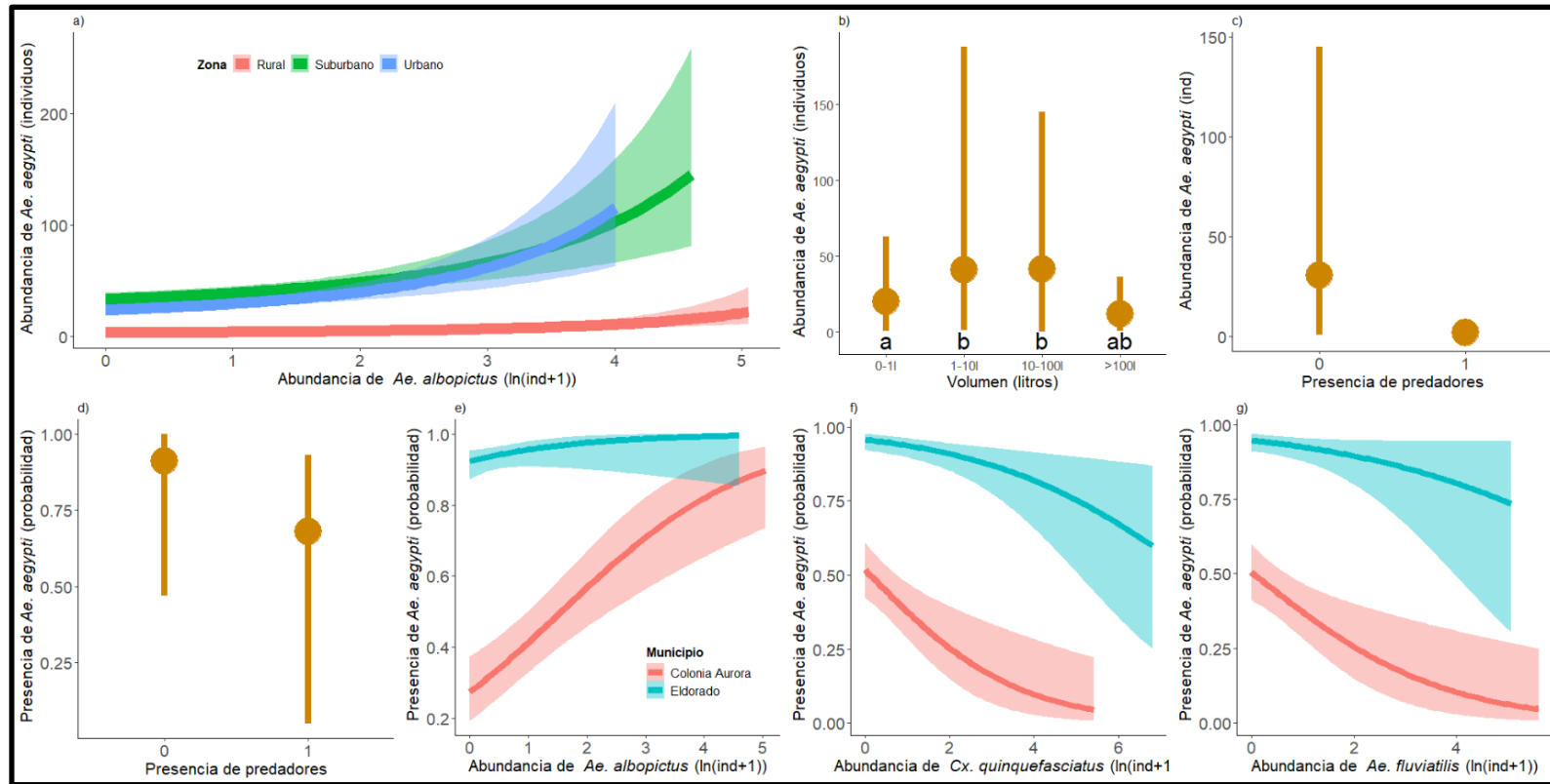


Figura 4.2. Modelo seleccionado de abundancia (gráficos en parte superior) y presencia de *Ae. aegypti* (gráficos en parte inferior). a) Valores predichos de la abundancia de *Ae. aegypti* en función de la abundancia *Ae. albopictus* (Lalb) y la Zona (Rural: rosa, Suburbano: verde, Urbano: azul). b-c) Intervalos de confianza del 95% para los valores predichos de abundancia en función de las categorías de volumen (distintas letras implican diferencias significativas con $p < 0.05$ según pruebas de Tukey con corrección de Bonferroni) (b) y en función de la presencia de predadores (Ausencia:0; Presencia:1) (c). d) Intervalos de confianza del 95% para los valores predichos de la probabilidad de presencia en función de la presencia de predadores (Ausencia:0; Presencia:1). e-g) Valores predichos de la probabilidad de presencia de *Ae. aegypti* en según el municipio (colores: Colonia Aurora -rosa-; Eldorado -azul-) y la abundancia de *Ae. albopictus* (Lalb) (e), *Cx. quinquefasciatus* (Lqui) (f) y *Ae. fluviatilis* (Lflu) (g).

Abundancia de *Cx. quinquefasciatus* y *Ae. fluviatilis*

Los modelos de abundancia seleccionados para estas especies fueron explicados por el tipo de recipiente (Anova para *Cx. quinquefasciatus* $\chi^2=14,81$; gl=2; $p<0,001$ / Anova para *Ae. fluviatilis*: $\chi^2=17,56$; gl=2; $p<0,001$) (Figura 4.3; Tabla 4.4). En *Cx. quinquefasciatus*, la mayor abundancia se observó en los recipientes grandes (Figura 4.3 a). Por el contrario, *Ae. fluviatilis*, presentó elevada abundancia en recipientes grandes sin diferencias significativas con la registrada en los neumáticos (Figura 4.3 b).

Tabla 4.4. GLMM y GLM seleccionados para la abundancia de a) *Cx. quinquefasciatus* y b) de *Ae. fluviatilis*. Para ambas especies la variable explicativa fue el tipo de Recipiente (Neum.: Neumático; Rec. gran.: Recipientes grandes; Rec. peq.: Recipientes pequeños).

a) Modelo de <i>Cx. quinquefasciatus</i>				
Abundancia ~ Recipiente + (1 Mes)				
	Coeficientes	Error Estan.	valor-z	p-valor
Intercepto	2,8396	0,4789	5,929	3,05e-9 ***
Rec. gran.	1,1772	0,3307	3,559	0,0004 ***
Rec. peq.	0,0473	0,3382	0,14	0,8886
Varianza de Mes: 0.69		gl=91		
Parametro de sobredispersión: 0,59				
b) Modelo de <i>Ae. fluviatilis</i>				
Abundancia ~ Recipiente				
	Coeficientes	Error Estan.	valor-z	p-valor
Intercepto	2,8717	0,2543	11,293	<2e-16 ***
Rec. gran.	0,5727	0,3375	1,697	0,0898
Rec. peq.	-0,9001	0,3728	-2,415	0,0158 *
gl=73		Parametro de sobredispersión: 0,67		
códigos de significancia: 0 < '***' < 0,001 < '**' < 0,01 < '*' < 0,05				

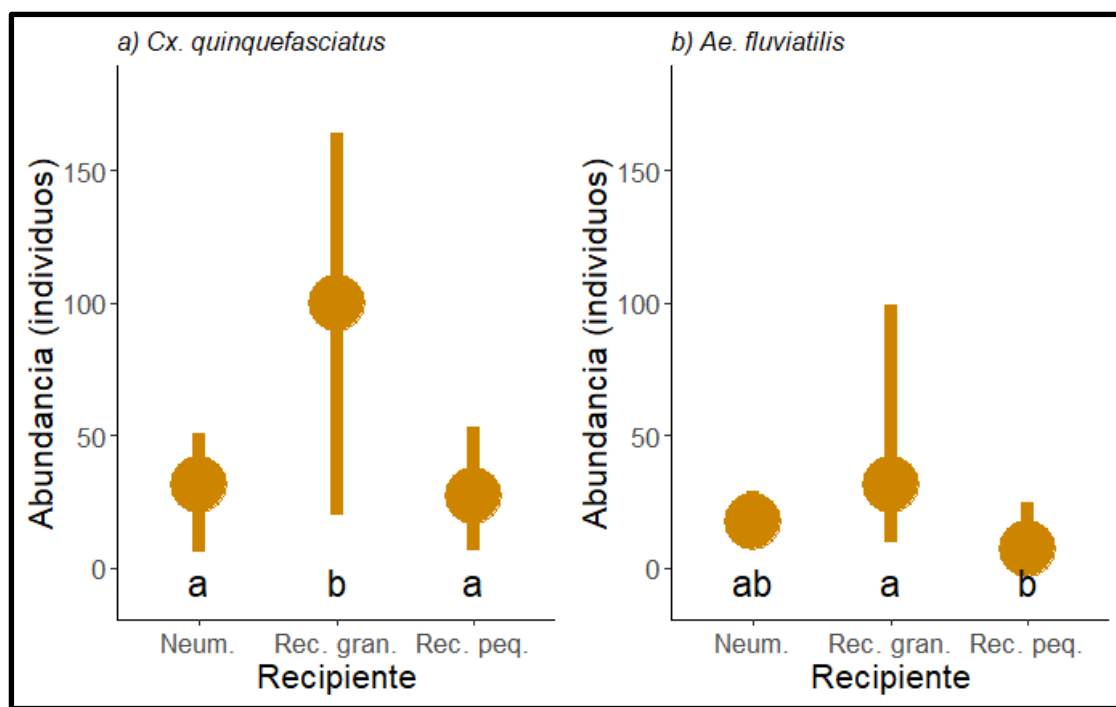


Figura 4.3. Intervalo de confianza del 95% y media de los valores predichos de los modelos seleccionados para explicar la variabilidad de la abundancia de *Cx. quinquefasciatus* (a) y *Ae. fluviatilis* (b). Para ambas especies la variable explicativa fue el Recipiente (Neum.: Neumático; Rec. gran.: Recipiente grande; Rec. peq.: Recipiente pequeño). Letras distintas indican diferencias significativas en la prueba de Tukey con la corrección de Bonferroni ($p < 0.05$).

Asociación entre especies

Las asociaciones mostraron diferencias en los dos municipios. Mientras que *Ae. aegypti* se encontró únicamente asociado positivamente con *Ae. albopictus* en Colonia Aurora, en el Municipio de Eldorado estas especies presentaron una relación significativamente negativa. Por otra parte, *Cx. quinquefasciatus* presentó una asociación positiva con *Ae. fluviatilis* en Eldorado y una asociación negativa con *Ae. albopictus* (en Colonia Aurora) y *Ae. aegypti* (en ambos municipios) (Tabla 4.5).

Tabla 4.5. Coeficiente de asociación C_8 de Hulbert para las especies más abundantes de los criaderos de Colonia Aurora (a) y Eldorado (b). Códigos de significancia para la prueba de χ^2 : * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

Coeficiente de asociación C_8			
a)	Colonia Aurora		
	<i>Ae. aegypti</i>	<i>Ae. albopictus</i>	<i>Ae. fluviatilis</i>
<i>Cx. quinquefasciatus</i>	-0.267**	-0.339***	0.122
<i>Ae. fluviatilis</i>	-0.316**	-0.168	
<i>Ae. albopictus</i>	0.376***		
b)	Eldorado		
	<i>Ae. aegypti</i>	<i>Ae. albopictus</i>	<i>Ae. fluviatilis</i>
<i>Cx. quinquefasciatus</i>	-0.120*	-0.099	0.259*
<i>Ae. fluviatilis</i>	-0.084	-0.119	
<i>Ae. albopictus</i>	-0.105*		

SECCIÓN B: Abundancia, presencia y coexistencia de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* en ambientes con distinto grado de urbanización.

Objetivo general

Los objetivos de esta sección son comparar y evaluar qué factores están asociados a la variabilidad de indicadores de presencia y abundancia total de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* en ambientes con distinto grado de urbanización.

Objetivos específicos

- Comparar indicadores de presencia y abundancia de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* en la zona rural de Colonia Aurora y en las zonas suburbana y urbana de Eldorado.
- Evaluar qué variables se encuentran asociados a la variabilidad de Índices de Vivienda, de Recipiente y de Breteau de ambas especies.
- Describir la coexistencia de estas especies en función del tipo de recipiente y de las zonas.
- Evaluar qué variables se encuentran asociadas a la abundancia total y al número de pupas de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*.

4.B.1. Análisis de datos

Para ambas especies en cada zona y periodo de muestreo se calcularon los siguientes índices de presencia y abundancia (Silver 2008b):

1. *Índice de vivienda (IV)*: Proporción de viviendas inspeccionadas con presencia de larvas y/o pupas.
2. *Índice de recipiente (IR)*: Proporción de recipientes con agua inspeccionados con presencia de larvas y/o pupas.
3. *Índice de Breteau (IB)*: Cantidad de criaderos con presencia de la especie cada 100 viviendas inspeccionadas.
4. *Abundancia*: Estimada como el número total de larvas recolectadas.
5. *Pupas*: Estimada como la cantidad de pupas recolectadas

Comparación entre *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*

○ *Índice de Vivienda y de Recipiente*

La comparación del IV e IR en cada mes y zona evaluada fue realizada a través de la prueba de Mc. Nemar utilizada para proporciones pareadas (Agresti 2002). Por otro lado, para evaluar si en todo el periodo analizado las variables de ambas especies fueron similares, se estimaron las diferencias a través de la técnica de Bootstrap para muestras pareadas utilizando como unidades de observación los IV e IR de cada zona y mes.

○ *Índice de Breteau*

Para evaluar si el IB de estas especies fue similar en las tres zonas considerando la totalidad de los periodos evaluados, se estimaron diferencias a través de la técnica de Bootstrap para muestras pareadas utilizando como unidades de observación los IB de cada mes.

- Abundancia

Debido a la falta de normalidad de los datos, la comparación de la abundancia para cada zona y periodo evaluado se llevó a cabo transformando la abundancia por criadero con el logaritmo natural de los individuos y comparando las diferencias a través de la técnica de Bootstrap para muestras pareadas.

- Comparación del número de pupas

Para evaluar si el número de pupas de estas especies fue similar en las tres zonas considerando la totalidad de los periodos evaluados se estimaron diferencias a través de la técnica de Bootstrap para muestras pareadas utilizando como unidades de observación los valores de cada mes.

Variabilidad de indicadores de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*

Para evaluar qué variables explican mejor la variabilidad de los indicadores anteriormente descritos, se utilizaron regresiones múltiples con modelos lineales generalizados (GLM) o modelos lineales generalizados y mixtos (GLMM).

Las variables predictivas incluyeron: aspectos meteorológicos previos al inicio de la colecta (Tabla 2.1, Sección 2.3); variables bióticas descritas en la Tabla 4.6; y las variables Municipio con dos niveles (Colonia Aurora y Eldorado), Zona con tres niveles (Rural, Suburbano, Urbano) y Mes de colecta con cuatro niveles (oct-15, abr-16, nov-17, abr-17).

Tabla 4.6. Abreviatura y descripción de las variables bióticas utilizadas como posibles variables explicatorias de la variación de la abundancia y presencia de culícidos en los ambientes. *Estas variables no fueron utilizadas en los modelos de las especies que hacen referencia.

Variable	Descripción
Lalb*	log10(número de individuos de <i>Ae. albopictus</i>)
Laeg*	log10 (número de individuos de <i>Ae. aegypti</i>)
Lqui	log10 (número de individuos de <i>Cx. quinquefasciatus</i>)
Lflu	log10 (número de individuos de <i>Ae. fluviatilis</i>)
Nalb*	Número de criaderos con presencia de <i>Ae. albopictus</i>
Naeg*	Número de criaderos con presencia de <i>Ae. aegypti</i>
Nqui	Número de criaderos con presencia de <i>Cx. quinquefasciatus</i>
Nflu	Número de criaderos con presencia de <i>Ae. fluviatilis</i>
Npred	Número de criaderos con presencia de culícidos predadores: <i>Toxorhynchites</i> spp. y/o <i>Lt. bigoti</i>

Para evitar la colinealidad entre variables explicativas continuas, como las variables meteorológicas y bióticas, se computaron coeficientes de correlación de Pearson entre todos los pares de variables (ver Figura 5 en Anexo) (Zuur et al. 2009). Cuando la correlación fue significativa con $p < 0,01$, la variable responsable del mayor cambio de devianza en el modelo fue retenida, en tanto que la otra fue excluida del análisis subsiguiente.

Para la selección de estas variables se utilizó un procedimiento de pasos hacia adelante, en el cual a partir de un modelo nulo se procede a la adición de distintas variables explicativas, de a una a la vez (Quinn & Keough 2002). Además, se evaluaron términos de interacción entre variables significativas para determinar si contribuían a un mejor ajuste. Los modelos seleccionados fueron aquellos que resultaron más simples, contruidos con todas las variables explicativas con estimadores significativos, que aportaron la menor devianza y que cumplieron con menores valores de índices de inflación de la varianza (vif, siglas en inglés) (Davis 1989). En los casos en

donde se obtuvieron más de un modelo candidato, para la selección del mejor modelo se utilizó el criterio de información de Akaike (AIC). En caso de ser necesario, se realizaron pruebas de Tukey ($\alpha=0.05$) para comparar medias entre los niveles de las variables categóricas.

- Índice de Vivienda y de Recipiente

Para los modelos del IV de ambas especies y del IR de *Ae. albopictus* se utilizaron GLM con estructura de error binomial y función de enlace logit. El análisis del IR de *Ae. aegypti* se realizó a través de GLMM con observaciones (id) incorporadas como factor aleatorio ya que los GLMs presentaron sobredispersión. Como la presencia de *Ae. albopictus* resultó mayor en criaderos de menos de 10 litros de agua y dado que la categoría de volumen estuvo asociada a las zonas, los modelos de esta especie se estandarizaron utilizando como *offset* la proporción de criaderos que contenían ese volumen ($v0.10l/n$, siendo $v0.10l$ la cantidad de criaderos con menos de 10 litros y n , el total de criaderos evaluados)

- Índice de Breteau

Por otra parte, en los modelos del IB de ambas especies se realizaron GLM con distribución de error gaussiana. De igual forma que en los IV e IR de *Ae. albopictus*, para el modelo de esta especie se estandarizó utilizando como *offset* la proporción de criaderos con un volumen de agua entre 0 y 10l. Por otra parte, como el modelo de *Ae. albopictus* seleccionó la variable mes de muestreo sin ninguna interpretación biológica plausible, se procedió a seleccionar el modelo considerando como factor aleatorio el mes.

○ Abundancia

La abundancia total de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* se evaluó a través de GLM con distribución de error binomial negativa con parametrización cuadrática (Hardin & Hilbe 2007) ya que se observó sobredispersión en evaluaciones con distribución Poisson. Para los modelos de ambas especies se estandarizaron los esfuerzos de muestreo utilizando como *offset* el logaritmo natural de la cantidad de criaderos evaluados. Por otra parte, como segundo *offset* se agregó el logaritmo natural de la cantidad de criaderos con 0 a 10 litros de agua (v0.10l) para el modelo de *Ae. albopictus* y el logaritmo natural de la cantidad de criaderos con 1 a 100l para el modelo de *Ae. aegypti*. Esto se realizó debido a una mayor presencia del mosquito tigre asiático en los criaderos de menos de 10l y a una mayor abundancia del *Ae. aegypti* en los criaderos entre 1 y 100l. De esta forma, los modelos también quedaron estandarizados según las categorías de agua de volumen en cada zona y mes analizado.

○ Pupas

El número de pupas de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* se evaluó a través de GLM con distribución de error binomial negativa con parametrización lineal (Hardin & Hilbe 2007) ya que se observó sobredispersión en evaluaciones con distribución Poisson. Para estandarizar los esfuerzos de muestreos se consideró como *offset* el logaritmo natural del número de criaderos evaluados (n).

Para todos los análisis se utilizó el programa R *core team* (2020). Los GLMs del IV e IB de ambas especies y el IR de *Ae. aegypti* se realizaron con el paquete *MASS* (Ripley et al. 2020); los análisis de abundancia con el paquete *glmmTMB* (Brooks et al.

2017); y los GLMMs del IR de *Ae. aegypti*, y del número de pupas de ambas especies se confeccionaron con el paquete *lme4* (Bates et al. 2014). Los análisis de residuos de cada modelo se realizaron con el paquete *DHARMA* (Hartig 2020) y los vif con el paquete *performance* (Lüdecke et al. 2020).

Coexistencia entre *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*

Para evaluar la coexistencia de estas especies según la zona, se evaluó su asociación con la presencia en criaderos de *Ae. albopictus* (**alb**), la presencia de *Ae. aegypti* (**aeg**), la coexistencia (**alb.aeg**) y la ausencia (**sin**) de ambas especies a través de una prueba de independencia y análisis de correspondencia.

4.B.1. Resultados

Índice de Vivienda

De un total de 424 viviendas inspeccionadas, 162 (38,21%) resultaron de Colonia Aurora, 168 (39,62%) y 94 (22,17%) de la zona Suburbana y Urbana de Eldorado, respectivamente. En todo el periodo de estudio, no existieron diferencias significativas entre los IV de ambas especies en la zona rural de Colonia Aurora. Por su parte, en Eldorado, el IV de *Ae. aegypti* resultó superior al del mosquito tigre asiático, encontrándose diferencias significativas en todos los periodos evaluados de la zona suburbana y a nivel global en la zona urbana (Tabla 4.7).

En términos generales, el IV de *Ae. albopictus* fue variable en las tres zonas (en promedio 18,67% en el municipio rural de Colonia Aurora y 18,61% y 26,53% para las zonas suburbana y urbana de Eldorado respectivamente) con valores mínimos en los

meses de octubre de 2015 y noviembre de 2016 (Tabla 4.7). En Eldorado, *Ae. aegypti* estuvo más presente con un promedio del IV de 38,59% y 47,24% en el área suburbana y urbana respectivamente; mientras que en la zona rural de Colonia Aurora resultó de 23,24%. Además, los valores mínimos registrados para esta especie sucedieron en el municipio de Colonia Aurora en el mes de octubre de 2015 y noviembre de 2016 (Tabla 4.7).

Tabla 4.7. Índices de Vivienda (%) de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* para cada mes y zona evaluada y el promedio para cada zona. Entre paréntesis se informa la cantidad de viviendas donde se encontró la especie sobre la cantidad total de casas inspeccionadas. Los asteriscos muestran diferencias significativas en la prueba de Mc. Nemar y Bootstrap para muestras pareadas (códigos de significancia: *** < 0,001 < ** < 0,01 < * < 0,05)

Variable		IV			
Mes	Especie/Zona	Rural	Suburbano	Urbano	
oct-15	<i>Ae. albopictus</i>	11,90 (5/42)	11,76 (4/34)	42,48 (6/14)	
	<i>Ae. aegypti</i>	16,67 (7/42)	38,23 (13/34)	64,28 (9/14)	**
abr-16	<i>Ae. albopictus</i>	23,25 (10/43)	21,27 (10/47)	22,22 (6/27)	
	<i>Ae. aegypti</i>	25,58 (11/43)	36,17 (17/47)	33,33 (9/27)	*
nov-16	<i>Ae. albopictus</i>	9,76 (4/41)	11,11 (6/54)	12,5 (4/32)	
	<i>Ae. aegypti</i>	9,76 (4/41)	31,48 (17/54)	43,75 (14/32)	**
abr-17	<i>Ae. albopictus</i>	30,55 (11/36)	30,30 (10/33)	28,57 (4/21)	
	<i>Ae. aegypti</i>	41,67 (15/36)	48,48 (16/33)	47,61 (10/21)	*
Promedio	<i>Ae. albopictus</i>	18,87	18,61	26,53	
	<i>Ae. aegypti</i>	23,42	38,59	47,24	*

Las variaciones del IV de *Ae. albopictus* estuvieron asociadas positivamente a la temperatura máxima promedio en los 90 días previos (Tmax90) (Tabla 4.8 a; Figura 4.4 a); mientras que *Ae. aegypti* el IV se encontró relacionado negativamente con la cantidad de criaderos con presencia de predadores (Npred) (Tabla 4.8 b; Figura 4.4 b).

Tabla 4.8. GLMs seleccionados para explicar la variación del IV de *Ae. albopictus* (a) y *Ae. aegypti* (b). Para el primero, la variable significativa fue la temperatura máxima promedio 90 días previos al muestreo (Tmax90); y para el segundo la cantidad de criaderos con presencia de predadores (Npred).

a) Modelo de IV de *Ae. albopictus* = IV~ Tmax90

	Coeficiente	D.E	P-valor	
Intercepto	-2,288	0,126	<2e-16	***
Tmax90	0,381	0,141	0,007	**
Devianza Residual: 12,57			gl 10	
R ² (ajustado) = 0,48				

b) Modelo de IV de *Ae. egypti* = IV~ Npred

	Coeficiente	D.E	P-valor	
Intercepto	-0,269	0,135	0,047	*
Npred	-0,171	0,041	<0,0001	***
Devianza Residual: 12.33			gl: 10	
R ² (ajustado) = 0.83				

códigos de significancia: 0 < '***' < 0,001 < '**' < 0,01 < '*' < 0,05

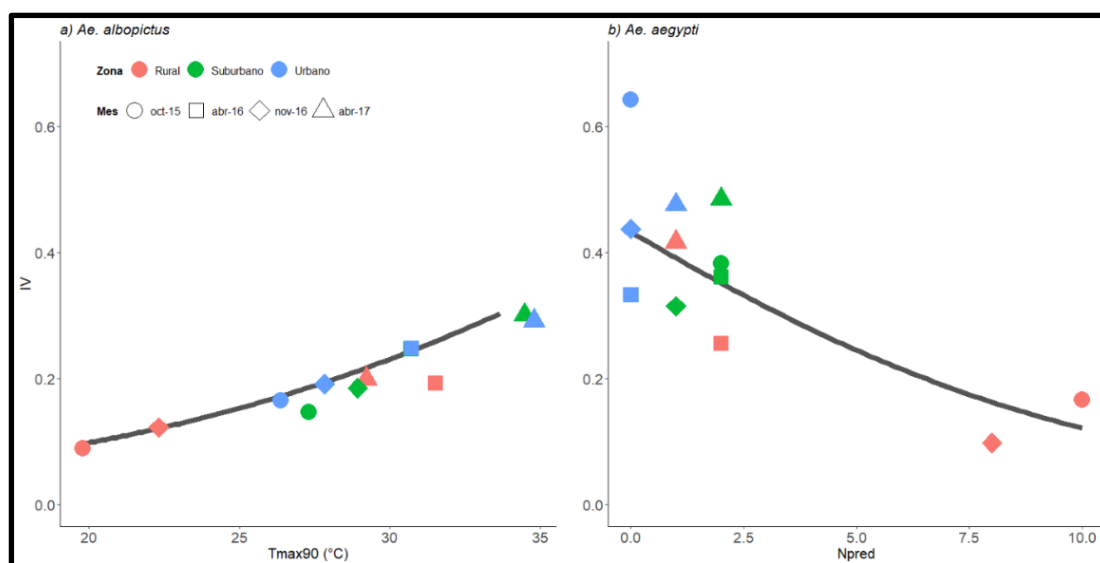


Figura 4.4. Valores predichos de los modelos seleccionados del IV de (a) *Ae. albopictus* y (b) *Ae. aegypti* (en línea gris). Para el primero, la variable significativa fue la temperatura máxima promedio 90 días previos al muestreo (Tmax90); y para el segundo la cantidad de criaderos con presencia de predadores (Npred). Los colores y formas de los puntos indican los valores observados según la zona (Rural: rosa, Suburbano: verde, Urbano: azul) y mes de muestreo (oct-15: círculos, abr-16: cuadrados, nov-16: rombos, abr-17: triángulos).

Índice de Recipiente

En todo el estudio, de los 1452 recipientes inspeccionados, *Ae. albopictus* estuvo presente en 149 (10,26%), mientras que *Ae. aegypti* en 303 (20,86%). En términos comparativos, el IR de ambas especies no presentó diferencias significativas en Colonia Aurora, pero sí en el municipio de Eldorado. En ambas zonas de ese distrito, el IR de *Ae. aegypti* fue significativamente mayor al del mosquito tigre asiático en todos los periodos evaluados (Tabla 4.9).

Para ambas especies esta variable presentó gran variabilidad entre los periodos de colecta. En promedio, el IR de *Ae. albopictus* resultó de 13,98% en Colonia Aurora, mientras que en Eldorado se encontró en una menor proporción (8,83% y 10,91% en la zona suburbana y urbana respectivamente). Al igual que en el IV de esta especie, en las tres zonas estudiadas los valores más bajos de IR se reportaron en los meses de octubre de 2015 y noviembre de 2016 (Tabla 4.9). Por su parte, el IR de *Ae. aegypti* promedió una proporción de 13,55% en Colonia Aurora, mientras que en Eldorado se reportó en el 22,39% y 31,44% de los recipientes de la zona suburbana y urbana respectivamente. Para esta especie, los valores más bajos de IR se registraron en Colonia Aurora durante las colectas de octubre de 2015 y noviembre de 2016 (Tabla 4.9).

Tabla 4.9. Índices de Recipiente (%) de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* para cada mes y zona evaluada y el promedio para cada zona. Entre paréntesis se informa la cantidad de recipientes donde se encontró la especie sobre la cantidad total recipientes inspeccionados. Los asteriscos muestran diferencias significativas en la prueba de Mc. Nemar y Bootstrap para muestras pareadas (códigos de significancia: *** < 0,001 < ** < 0,01 < * < 0,05)

Variable		IR			
Mes	Especie/Zona	Rural	Suburbano	Urbano	
oct-15	<i>Ae. albopictus</i>	4,24 (7/164)	5,48 (8/146)	13,13 (10/75)	**
	<i>Ae. aegypti</i>	7,27 (12/164)	19,86 (29/146)	29,33 (22/75)	
abr-16	<i>Ae. albopictus</i>	21,43 (18/84)	9,52 (14/147)	14,00 (7/50)	**
	<i>Ae. aegypti</i>	19,05 (11/84)	19,73 (29/147)	32,00 (16/50)	
nov-16	<i>Ae. albopictus</i>	5,84 (9/154)	6,38 (9/141)	3,48 (4/115)	***
	<i>Ae. aegypti</i>	5,84 (9/154)	27,66 (39/141)	29,57 (34/115)	
abr-17	<i>Ae. albopictus</i>	24,41 (31/127)	12,94 (18/139)	12,84 (6/109)	***
	<i>Ae. aegypti</i>	22,04 (28/36)	22,3 (31/139)	34,86 (38/109)	
Promedio	<i>Ae. albopictus</i>	13,98	8,53	10,91	**
	<i>Ae. aegypti</i>	13,55	22,39	31,44	

El modelo del IR seleccionado indicó que la variación en *Ae. albopictus* estuvo explicada por la interacción Tmin90*Municipio (Tabla 4.10 a), observándose una asociación positiva más pronunciada con Tmin90 en Colonia Aurora (Figura 4.5 a). Por otra parte, el modelo más simple del IR de *Ae. aegypti* estuvo asociado negativamente al número de recipientes con predadores (Npred) (Tabla 4.10 b; Figura 4.5 b).

Tabla 4.10. GLM y GLMM seleccionados para la variación del IR de *Ae. albopictus* (a) y *Ae. aegypti* (b). Para el primero, la variable significativa fue la temperatura mínima promedio 90 días previos al muestreo (Tmin90) y el Municipio (Colonia Aurora y Eldorado); y para el segundo la cantidad de criaderos con presencia de predadores (Npred). En el modelo de *Ae. aegypti*, las observaciones (id) fueron incluidas en como factor aleatorio.

a) Modelo de IR de *Ae. albopictus* = IR ~ Tmin90 * Municipio

	Coefficiente	D.E	P-valor	
Intercepto	-2,651	0,144	<2,00e-16	***
Tmin90	0,980	0,171	1,00E-08	***
Municipio (Eldorado)	-0,593	0,187	0,001	**
Tmin90:Municipio (Eldorado)	-0,675	0,208	0,001	**
Devianza Residual: 10,09 gl: 8				
R ² (ajustado) = 0.99				

b) Modelo de IR de *Ae. aegypti* = IR ~ Npred + (1|id)

	Coefficiente	D.E	P-valor	
Intercepto	-1,347	0,068	<2,00e-16	***
Npred	-0,650	0,093	2,55E-12	***
Devianza Residual: 9.13 gl: 9				
R ² (ajustado) = 0.89				

códigos de significancia: 0 < '***' < 0,001 < '**' < 0,01 < '*' < 0,05

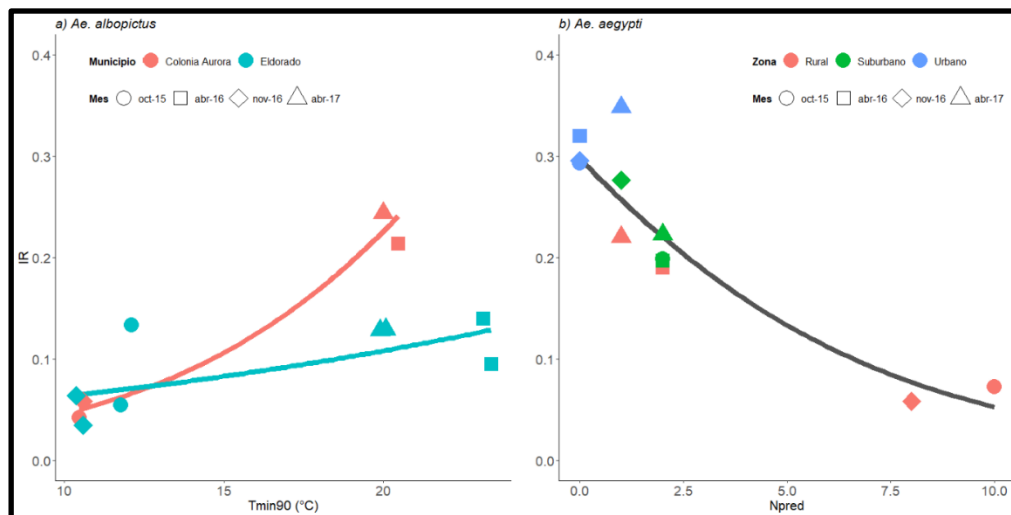


Figura 4.5. Valores predichos de los modelos seleccionados del IR de (a) *Ae. albopictus* y (b) *Ae. aegypti* (líneas). Para el primero, las variables significativas fueron la temperatura mínima promedio 90 días previos al muestreo (Tmin90) y el Municipio (Colonia Aurora); y para el segundo, la cantidad de criaderos con presencia de predadores (Npred). Los colores de los puntos indican los valores observados según el Municipio en (a) y según la Zona (Rural, Suburbano, Urbano) en (b). Las formas de los puntos, mes de muestreo (oct-15: círculos, abr-16: cuadrados, nov-16: rombos, abr-17: triángulos).

Índice de Breteau

En términos generales, *Ae. aegypti* fue la especie con más cantidad de criaderos cada 100 viviendas evaluadas. Las comparaciones entre ambas especies mostraron diferencias significativas en el municipio de Eldorado y valores similares en Colonia Aurora (Tabla 4.11). *Aedes aegypti* presentó valores mínimos de IB en Colonia Aurora (41,38), intermedios en la zona suburbana (78,29) y máximos en la zona urbana de Eldorado (125,90). Con respecto a *Ae. albopictus*, los valores del IB resultaron variables con valores promedios de 41,65 en Colonia Aurora y de 31,13 y 44,13 en la zona suburbana y urbana de Eldorado (Tabla 4.11).

Tabla 4.11. Índices Breteau de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* para cada mes y zona evaluada y el promedio para cada zona. Los asteriscos muestran diferencias significativas para la prueba de Bootstrap (códigos de significancia: *** < 0,001 < ** < 0,01 < * < 0,05)

Variable		IB		
Mes	Especie/Zona	Rural	Suburbano	Urbano
oct-15	<i>Ae. albopictus</i>	16,67	23,53	71,43
	<i>Ae. aegypti</i>	28,57	85,29	157,14
abr-16	<i>Ae. albopictus</i>	41,86	29,79	25,93
	<i>Ae. aegypti</i>	37,21	61,70	59,26
nov-16	<i>Ae. albopictus</i>	21,95	16,67	12,50
	<i>Ae. aegypti</i>	21,95	72,22	106,25
abr-17	<i>Ae. albopictus</i>	86,11	54,55	66,67
	<i>Ae. aegypti</i>	77,78	93,94	180,95
Promedio	<i>Ae. albopictus</i>	41,65	31,13	44,13
	<i>Ae. aegypti</i>	41,38	78,29	125,90

Para *Ae. albopictus*, un primer modelo seleccionado mostró que las variaciones del IB de *Ae. albopictus* estuvieron asociadas al Mes de muestreo ($\chi^2=20,903$; $p=1,103e-04$). En dicho modelo, se encontraron diferencias significativas entre el nov-16 (Media=17,0; IC=-2,58-36,6) y abr-17 (Media=69,1; IC=49,51-88,7), mientras que

en oct-2015 (Media=37,2; IC=17,64-56,8) y abr-16 (Media=32,5; IC=12,90-52,1) sus valores resultaron intermedios. Luego, considerando el mes de muestreo como variable aleatoria, el IB de esta especie se encontró asociado a las precipitaciones acumuladas durante los últimos 30 días (Prec, Tabla 4.12 a, Figura 4.6 a). Por su parte, el modelo más simple que explicó la variabilidad del IB de *Ae. aegypti*, incluyó únicamente la variable zona ($\chi^2=11,417$; $p=0,003$; Tabla 4.12 b), siendo el IB de la zona rural significativamente menor al del área urbana (Figura 4.6 b).

Tabla 4.12. GLMM y GLM seleccionados para explicar la variación del IB de *Ae. albopictus* (a) y *Ae. aegypti* (b). Para el primero, la variable significativa fue Prec; y para el segundo, la Zona.

a) IB de *Ae. albopictus* = IB ~ Prec + (1|Mes)

	Coeficiente	D.E	P-valor	
Intercepto	38,129	5,255	4,00E-13	***
Prec	-15,958	5,489	0,004	**
Varianza de Mes: 331		gl:8		
R ² (ajustado) = 0.29				

b) IB de *Ae. aegypti* = IB ~ Zona

	Coeficiente	D.E	P-valor	
Intercepto	41,380	17,740	0,045	*
Suburbano	36,910	25,080	0,175	
Urbano	84,520	25,080	0,008	**
gl:9				
R ² (ajustado) = 0.59				

códigos de significancia: 0 < '***' < 0,001 < '**' < 0,01 < '*' < 0,05

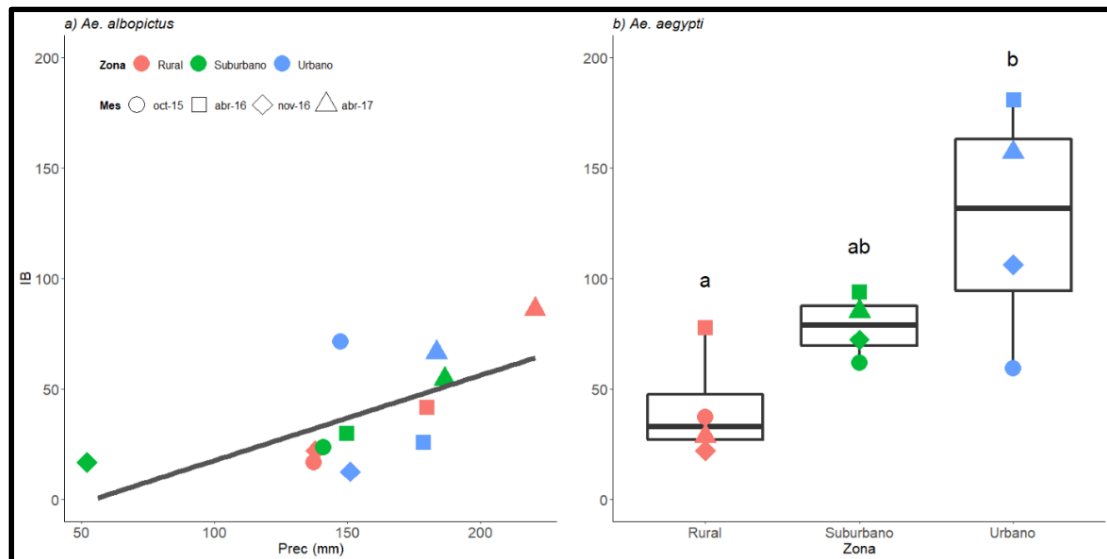


Figura 4.6. Índice de Breteau de (a) *Ae. albopictus* y (b) *Ae. aegypti* en función de las variables seleccionadas en los Modelos Lineales Generalizados. Para el primero, la variable significativa fue el mes de muestreo; y para el segundo, la zona. Los colores y formas de los puntos indican los valores observados según la zona (Rural: rosa, Suburbano: verde, Urbano: azul) y mes de muestreo (oct-15: círculos, abr-16: cuadrados, nov-16: rombos, abr-17: triángulos). Letras distintas indican diferencias significativas según (Tukey con corrección de bonferroni, $p < 0,01$).

Coexistencia

Considerando el total de criaderos evaluados, *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* coexistieron en 122 (30,35%) recipientes y estuvieron ausentes en 77 (19,15%). *Aedes albopictus* en ausencia de *Ae. aegypti*, se encontró en 26 (6,47%) criaderos; mientras que *Ae. aegypti*, en ausencia del mosquito tigre asiático, estuvo presente en 177 (44,03%) sitios de cría. Por otro lado, se halló una asociación entre las zonas y la ocurrencia de estas especies ($\chi^2_{gl:6}=133,2$, $p=2,16e-6$). Las zonas urbanas y suburbanas de Eldorado estuvieron asociadas a la presencia de *Ae. aegypti*, mientras que la ocurrencia solo de *Ae. albopictus* y la ausencia de estas especies al área rural de Colonia Aurora (Figura 4.7 a, b). Por su parte, la coexistencia de ambas especies no estuvo asociada a ninguna zona.

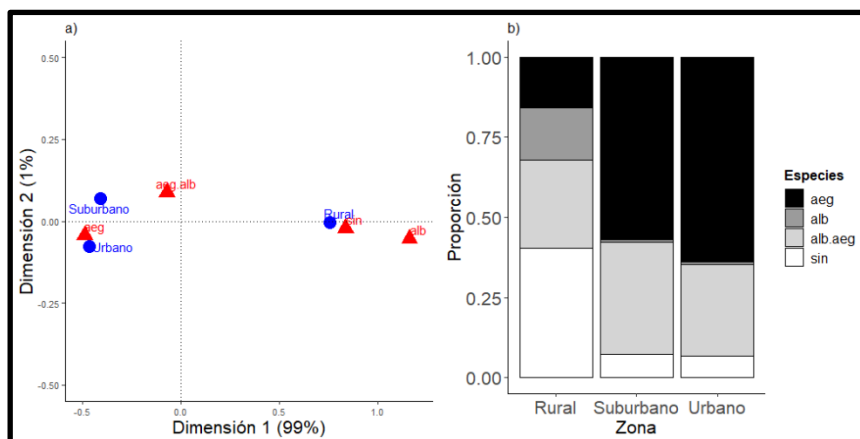


Figura 4.7. a) Análisis de Correspondencias y b) Proporciones de criaderos con presencia de *Ae. albopictus* (alb), *Ae. aegypti* (aeg), coexistencia (alb.aeg) y ausencia de ambas (sin) según la zona (rural, suburbano, urbano).

Abundancia

En el municipio rural de Colonia Aurora, la abundancia larval de *Ae. albopictus* resultó superior con un total de 1290 ejemplares recolectados frente a los 628 de *Ae. aegypti*. En términos generales, la abundancia del mosquito tigre asiático por criadero fue significativamente superior a las de *Ae. aegypti*. Sin embargo, en octubre de 2015 y abril de 2016 no existieron diferencias significativas entre estas especies en Colonia Aurora (Tabla 4.13). Por su parte, en el municipio de Eldorado, *Ae. aegypti* resultó la especie más abundante con un total de 6901 y 4566 ejemplares recolectados en la zona suburbana y urbana respectivamente frente a los 784 y 330 de *Ae. albopictus*. En términos de abundancia por criaderos, en Eldorado, *Ae. aegypti* resultó significativamente superior en todos los meses evaluados (Tabla 4.13).

Tabla 4.13. Número total de individuos recolectados y promedio de $\ln(\text{individuos} + 1)$ por criadero más error estándar estimado por Bootstrap. Entre paréntesis se informa la cantidad de criaderos con larvas. Los asteriscos muestran diferencias significativas para la comparación de medias pareadas a través de Bootstrap ($p < 0,05$).

Variable		Abundancia					
Mes	Especie/Zona	Rural		Suburbano		Urbano	
		individuos	$\ln(\text{ind}) \pm \text{EE}$	individuos	$\ln(\text{ind}) \pm \text{EE}$	individuos	$\ln(\text{ind}) \pm \text{EE}$
oct-15	<i>Ae. albopictus</i>	64	(38) $0,26 \pm 0,11$	217	(31) $0,72 \pm 0,24$ *	109	(29) $0,71 \pm 0,20$ *
	<i>Ae. aegypti</i>	41	$0,39 \pm 0,12$	3158	$3,57 \pm 0,31$	1386	$2,39 \pm 0,34$
abr-16	<i>Ae. albopictus</i>	338	(31) $1,51 \pm 0,26$	110	(32) $0,79 \pm 0,19$ *	38	(17) $0,69 \pm 0,22$ *
	<i>Ae. aegypti</i>	296	$1,05 \pm 0,25$	842	$2,51 \pm 0,24$	575	$2,48 \pm 0,35$
nov-16	<i>Ae. albopictus</i>	306	(31) $0,80 \pm 0,25$ *	42	(40) $0,38 \pm 0,11$ *	66	(35) $0,24 \pm 0,13$ *
	<i>Ae. aegypti</i>	36	$0,37 \pm 0,12$	2294	$3,17 \pm 0,25$	1580	$2,92 \pm 0,26$
abr-17	<i>Ae. albopictus</i>	582	(49) $1,62 \pm 0,21$ *	415	(36) $1,15 \pm 0,25$ *	117	(38) $0,72 \pm 0,17$ *
	<i>Ae. aegypti</i>	255	$1,02 \pm 0,17$	607	$2,00 \pm 0,23$	1025	$2,50 \pm 0,21$
Total	<i>Ae. albopictus</i>	1290	(149) $1,09 \pm 0,12$ *	784	(139) $0,76 \pm 0,10$ *	330	(119) $0,57 \pm 0,09$ *
	<i>Ae. aegypti</i>	628	$0,73 \pm 0,09$	6901	$2,80 \pm 0,14$	4566	$2,60 \pm 0,14$

Las variaciones de la abundancia de *Ae. albopictus* se encontraron asociadas positivamente a las precipitaciones acumuladas de los 30 días previos (Prec ; $\chi^2=6,69$; $\text{gl}=1$; $p=0,0096$) y a diferencias entre las Zonas ($\chi^2=6,85$; $\text{gl}=2$, $p=0,032$) (Tabla 4.14 a). Sin embargo, no se pudieron detectar diferencias significativas entre las zonas con los contrastes de Tukey (Rural vs. Suburbano: $T=0,72$; $p=0,76$ / Rural vs. Urbano: $T=2,55$; $p=0,08$ / Suburbano vs. Urbano: $T=1,76$, $p=0,25$). Según las estimaciones del modelo (considerando un *offset* de 30 criaderos y una proporción del 25% para cada categoría de volumen), la abundancia media de *Ae. albopictus* en la zona rural es de 122,48 individuos (IC:63,13-237,61), 90,80 (IC: 46,10-178,82) en la zona suburbana y 43,36 (22,11-85,02) en la zona urbana (Figura 4.8 a). Por su parte, el modelo más simple para *Ae. aegypti* detectó que su abundancia resultó significativamente superior en el municipio urbano de Eldorado y afectada negativamente por la cantidad de criaderos con presencia de predadores (N_{pred}) (Tabla 4.14 b, Figura 4.8 b).

Tabla 4.14. GLMs seleccionados para explicar la variación de la abundancia total de *Ae. albopictus* (a) y *Ae. aegypti* (b). Para el primero, las variables significativas fueron la precipitación acumulada 30 días previos al muestreo (Prec) y la Zona (Rural, Suburbano y Urbano); y para el segundo, la Zona y la cantidad de criaderos con presencia de predadores (Npred). En ambos modelos, se estandarizó el esfuerzo de muestreo considerando como *offset* la cantidad de criaderos evaluados (n).

a) *Ae. albopictus*: Abundancia ~ Prec + Zona + offset(log(n)) + offset(log(v0.101))

	Coeficiente	D.E	P-valor	
Intercepto	-1,301	0,287	5,95E-06	***
Prec	0,568	0,220	0,010	**
Suburbano	-0,299	0,417	0,473	
Urbano	-1,038	0,407	0,011	*
Factor de dispersión: 3 gl: 7				
R ² (ajustado) = 0.54				

b) *Ae. aegypti*: Abundancia ~ Npred + Municipio + offset(log(n)) + offset(log(v0.101))

	Coeficiente	D.E	P-valor	
Intercepto	-0,904	0,313	0,004	**
Npred	-0,762	0,209	2.70E-05	***
Eldorado	1,664	0,4144	5,95E-05	***
Factor de dispersión: 4 gl: 8				
R ² (ajustado) = 0.84				

códigos de significancia: 0 < '***' < 0,001 < '**' < 0,01 < '*' < 0,05

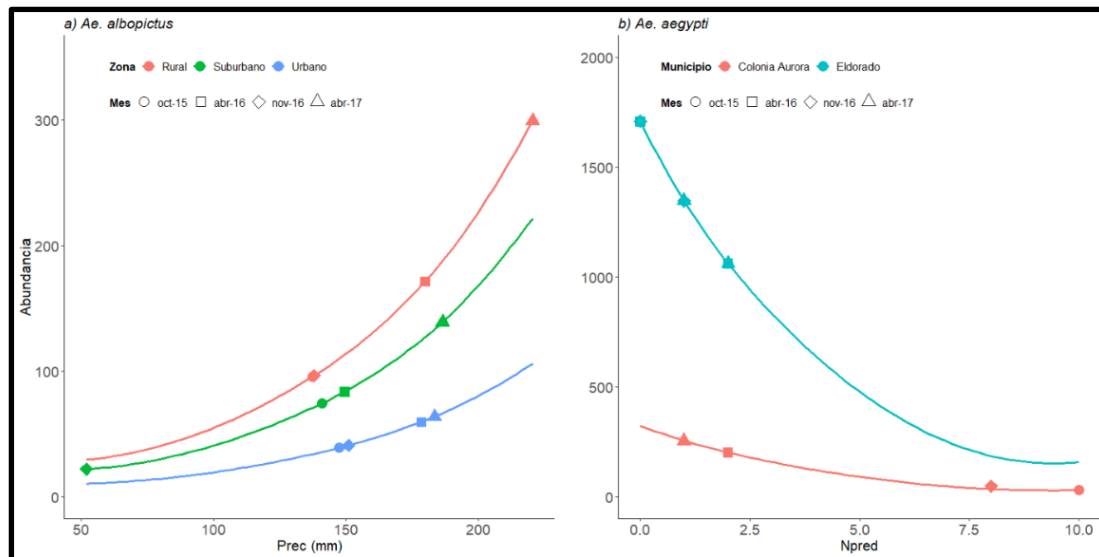


Figura 4.8. Valores predichos de los modelos seleccionados de abundancia de (a) *Ae. albopictus* y (b) *Ae. aegypti* (líneas) considerando un *offset* de 30 criaderos y una proporción del 25% para cada categoría de volumen (0-1l, 1-10l, 10-100l y >100l). De esta forma el segundo *offset* para *Ae. albopictus* es de 15 criaderos con un volumen de agua de menos de 10l (v0.1l), y para *Ae. aegypti* el segundo *offset* es de 15 criaderos entre 1 y 100l de agua (v1.100l). Para el primero modelo, las variables significativas fueron las precipitaciones acumuladas 30 días previos al muestreo (Prec) y las Zonas; y para el segundo, la cantidad de criaderos con presencia de predadores (Npred) y las Zonas. Los colores y formas de los puntos indican los valores predichos para las observaciones según la zona (Rural: rosa, Suburbano: verde, Urbano: azul) y mes de muestreo (oct-15: círculos, abr-16: cuadrados, nov-16: rombos, abr-17: triángulos).

Pupas

El número de pupas de ambas especies resultó variable en entre las zonas. En Colonia Aurora, *Ae. albopictus* registró un promedio de 39 pupas, significativamente superior a las 14 pupas en promedio recolectadas de *Ae. aegypti* (Tabla 4.15). En Eldorado, *Ae. aegypti* fue la especie con mayor número de pupas recolectadas en todos los periodos evaluados, con diferencias significativas en la zona urbana donde en promedio se registraron 91 pupas de esta especie frente las 6,75 colectadas del mosquito tigre asiático (Tabla 4.15).

Tabla 4.15. Número de pupas de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* para cada mes y zona evaluada y el promedio para cada zona. Los asteriscos muestran diferencias significativas para la comparación de medias pareadas a través de Bootstrap ($p < 0,05$). sd: sin dato.

Variable		Número de pupas		
Mes	Especie/Zona	Rural	Suburbano	Urbano
oct-15	<i>Ae. albopictus</i>	10	sd	9
	<i>Ae. aegypti</i>	0	sd	54
abr-16	<i>Ae. albopictus</i>	44	5	6
	<i>Ae. aegypti</i>	20	26	60
nov-16	<i>Ae. albopictus</i>	37	0	0
	<i>Ae. aegypti</i>	16	87	90
abr-17	<i>Ae. albopictus</i>	65	21	12
	<i>Ae. aegypti</i>	20	49	160
Promedio	<i>Ae. albopictus</i>	39,00	8,67	6,75
	<i>Ae. aegypti</i>	14,00	54,00	91,00

El modelo más simple de *Ae. albopictus* mostró que la cantidad de pupas estuvo asociada positivamente con las precipitaciones acumuladas durante los 30 días previos (Prec) y negativamente con la cantidad de larvas de *Ae. aegypti* (Laeg) (Tabla 4.16 a; Figura 4.9 a). Por su parte, la variabilidad de la cantidad de pupas de *Ae. aegypti* estuvo asociada positivamente a la temperatura máxima promedio de los 90 días previos (Tmax90) y al tipo de Zona ($\chi^2=29,937$; $p<0,001$; Tabla 4.16 b). En la zona urbana de Eldorado la cantidad de pupas de esta especie ($92,7\pm13,98$) fue significativamente superior a las zonas suburbana ($39,2\pm9,09$) y rural de Colonia Aurora ($14,4\pm5,05$) (contraste de Tukey Rural vs. Urbano: $p=0,008$; Suburbano vs Urbano: $p=0,041$); mientras que no existieron diferencias entre el número de pupas entre las zonas Rural y Suburbana ($p=0,136$) (Figura 4.9 b).

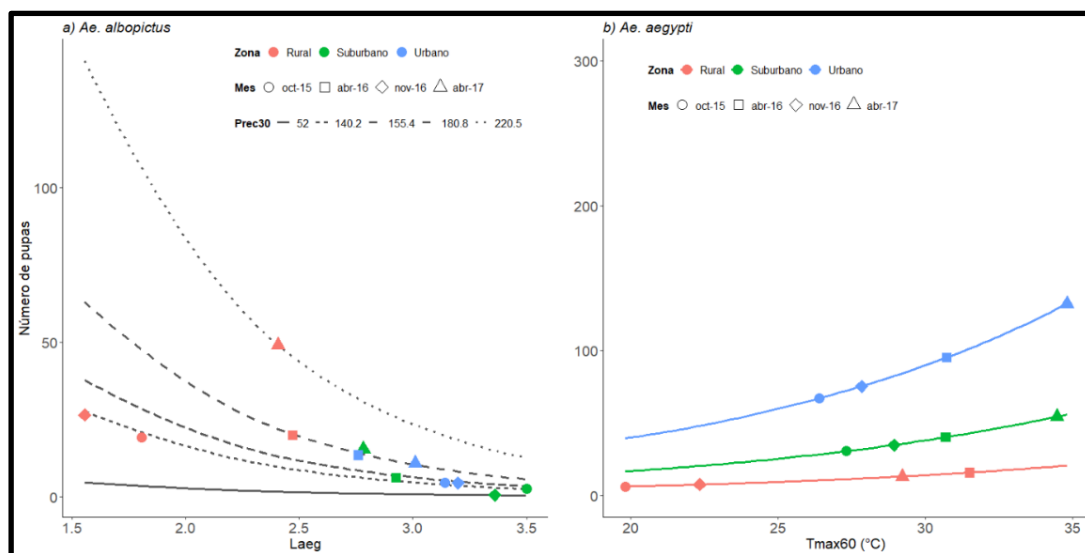


Figura 4.9. a) Valores predichos del modelo seleccionado del número de pupas de *Ae. albopictus*. Las variables significativas fueron las precipitaciones acumuladas 30 días previos (Prec) y la abundancia de *Ae. aegypti* (Laeg). Los distintos tipos de líneas indican la variabilidad de la cantidad de pupas para distintos valores de Prec (50mm; 140,2mm; 155,4mm; 188,8mm; 220,5mm). b) Valores predichos del modelo seleccionado del número de pupas de *Ae. aegypti*. Las variables significativas fueron la Zona y la temperatura máxima promedio 60 días previos (Tmax60). Se muestran valores considerando un *offset* de 30 criaderos evaluados. En ambos, los colores y formas de los puntos indican los valores predichos para las observaciones según la zona (Rural: rosa, Suburbano: verde, Urbano: azul) y mes de muestreo (oct-15: círculos, abr-16: cuadrados, nov-16: rombos, abr-17: triángulos).

Tabla 4.16. GLM y GLMM seleccionados para la variación de la cantidad de pupas de *Ae. albopictus* (a) y *Ae. aegypti* (b). Para el primero, las variables significativas fueron la abundancia larval de *Ae. aegypti* (Laeg) y las precipitaciones acumuladas de los 30 días previos (Prec); y para el segundo, la Zona (Rural, Suburbano, Urbano) y la temperatura máxima promedio 60 días previos al muestreo (Tmax60). En ambos modelos, las observaciones (id) fueron incluidas en como factor aleatorio y se estandarizó el esfuerzo de muestreo considerando como *offset* la cantidad de criaderos con presencia de *Ae. albopictus* (Nalb) para el primer modelo y *Ae. aegypti* (Naeg) para el segundo modelo.

a) *Ae. albopictus*: pupas ~ Laeg + Prec, *offset*=log(n)

	Coeficiente	D.E	P-valor	
Intercepto	-1,2467	0,2707	4,13E-06	
Laeg	-0,7397	0,2149	5,79E-04	***
Prec	0,8384	0,1914	1,18E-05	***
Devianza residual: 69,7		gl: 7		
R ² (ajustado) = 0.79				

b) *Ae. aegypti*: pupas ~ Zona + Tmax60 + (1|id), *offset*=log(n)

	Coeficiente	D.E	P-valor	
Intercepto	-0,8725	0,3495	0,01254	*
Suburbano	1,0003	0,4357	0,02169	*
Urbano	1,8606	0,3917	2,04E-06	***
Tmax60	0,3567	0,1356	0,00852	**
Devianza residual: 9.21		gl: 6		

R² (ajustado) = 0.72

ódigos de significancia: 0 < '***' < 0,001 < '**' < 0,01 < '*' < 0,0

4.2. Discusión

Los resultados de este capítulo mostraron que la abundancia y ocurrencia de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* en los municipios de Eldorado y Colonia Aurora estuvieron asociadas a variables meteorológicas, el tipo de ambiente, características de los criaderos y, a posibles interacciones bióticas. En otras regiones del planeta la dominancia de *Ae. albopictus* en ambientes rurales se plantea por un desplazamiento competitivo de las larvas y procesos de saturación que afecta a la abundancia de *Ae. aegypti* (Braks et al. 2003; Rey et al. 2006; Tsuda et al. 2006; Reiskind & Lounibos

2013). Sin embargo, en el municipio rural de Colonia Aurora la baja abundancia y ocurrencia de este mosquito se encontró asociada a una mayor presencia de predadores. Por otro lado, si bien existió una mayor abundancia del mosquito tigre asiático en criaderos de ambientes rurales, las temperaturas de los meses previos fueron determinantes en la presencia por lo que es factible que las bajas temperaturas durante los meses más fríos modulen su supervivencia.

Las zonas y los municipios también explicaron parte de la variabilidad de la presencia y abundancia de *Ae. aegypti* y *Ae. albopictus* evidenciando que el tipo de ambiente influiría sobre estas especies. El mosquito tigre asiático resultó más frecuente en criaderos del municipio rural de Colonia Aurora; mientras que su abundancia en los recipientes fue mayor en el ambiente rural, intermedia en el área suburbana/vegetada y menor en el área urbana. Por su parte, *Ae. aegypti* resultó más frecuente y abundante en criaderos del municipio urbano de Eldorado, sin encontrar diferencias entre los ambientes suburbanos y urbanos. Estos resultados coinciden en términos generales con lo observado en otros países, donde *Ae. albopictus* predomina en ambientes rurales y vegetados, mientras que *Ae. aegypti* prevalece en ambientes urbanos (Chan et al. 1971; Braks et al. 2003; Lima-Camara et al. 2006; Rey et al. 2006; Tsuda et al. 2006; Honório et al. 2009; Reiskind & Lounibos 2013). Diversos autores han planteado a estas diferencias como un mecanismo que permite la coexistencia, dado que los ambientes urbanos son más secos y que, por lo tanto, afectan a la supervivencia de los adultos y huevos de *Ae. albopictus*; mientras que por efecto de la competencia larval y de la saturación, la abundancia de *Ae. aegypti* disminuye en los ambientes rurales (Sota & Mogi 1992; Juliano et al. 2002; Rey et al. 2006; Reiskind & Lounibos 2013; Rey & Lounibos 2015).

Sin embargo, en los modelos seleccionados de *Ae. aegypti* una mayor presencia de depredadores *Toxorhynchites spp.* y *Lt. bigoti* en el municipio rural estuvo asociada negativamente con la ocurrencia y abundancia del vector; mientras que esta variable quedó descartada en los modelos de *Ae. albopictus*. Diversos estudios han demostrado la eficacia predatoria de los mosquitos del género *Toxorhynchites* sobre ambas especies (Focks et al. 1980; Lounibos & Campos 2002; Zuharah et al. 2015) y de *Lt. bigoti* sobre *Ae. aegypti* (Hinojosa-ontiveros 2015). Para las poblaciones locales, se desconocen las dinámicas de estas interacciones, las preferencias de los predadores y los mecanismos de las presas para evadirlos. Por ejemplo, en Malasia, *Tx. splendens* muestra una preferencia hacia a *Ae. aegypti*, incluso ante elevada abundancia de *Ae. albopictus*, posiblemente por un comportamiento larval del mosquito tigre que contribuye a evadir la predación (Zuharah et al. 2015).

Las temperaturas de los meses previos fueron seleccionadas en los modelos que explicaban la variabilidad de la ocurrencia en criaderos y en los modelos del índice de vivienda y de recipientes de *Ae. albopictus*; mientras para *Ae. aegypti* solo fue seleccionada para explicar la variabilidad en la cantidad de pupas. Estos datos coinciden con estudios previos en Argentina y en Brasil donde ambas especies se encuentran asociadas a las temperaturas presentando una dinámica estacional (Honório & Lourenço-de-Oliveira 2001; Serpa et al. 2013; Aponte et al. 2018; Faraone et al. 2018; Heinisch et al. 2019). Recientemente, Garzón y colaboradores (2020) mostraron que, para las poblaciones locales, las bajas temperaturas afectan más al desarrollo y supervivencia de las larvas de *Ae. albopictus* en comparación con las de *Ae. aegypti*. Esto concuerda con la posibilidad de un origen tropical para las

poblaciones del mosquito tigre (Lounibos et al. 2003) y a las adaptaciones que presenta *Ae. aegypti* en regiones templadas para Sudamérica (Grech et al. 2015; De Majo et al. 2019; Fischer et al. 2019). Seguramente, sea la explicación por la cual en la mayoría de los modelos de *Ae. albopictus* se seleccione la variable temperatura; mientras que, en *Ae. aegypti* solo se selecciona para explicar el número de pupas.

Por otra parte, las precipitaciones acumuladas del último mes también influyeron en la presencia de *Ae. albopictus* en los criaderos y en su abundancia larval y la cantidad de pupas. Sin embargo, esta variable no fue seleccionada para explicar la variabilidad en *Ae. aegypti*. Esto llama la atención ya que un aumento de las precipitaciones está asociada a mayores eventos de inundación y eclosión de huevos; pero también a una mayor humedad relativa lo que implica una mayor sobrevivencia para los huevos y adultos (Sota & Mogi 1992; Mogi et al. 1996). En otras regiones de Argentina con clima subtropical con estación seca, la baja actividad de *Ae. aegypti* durante el invierno se encuentra asociada negativamente a la humedad relativa y a las escasas precipitaciones (Micieli & Campos 2003). En regiones con clima tropical de Brasil, se observa una dinámica estacional de *Ae. albopictus* determinada por las precipitaciones con mayor abundancia durante la temporada de lluvias; mientras que este patrón no es tan pronunciado para *Ae. aegypti*, asociándolo a una mayor supervivencia en condiciones de baja humedad (Honório & Lourenço-de-Oliveira 2001; Honório et al. 2006, 2009). En Misiones, es factible que la ausencia de estación seca contribuya a que no se pueda detectar cómo influyen las precipitaciones sobre las poblaciones de *Ae. aegypti*. De todas formas, si bien el presente trabajo no realizó un estudio estacional que abarque todo el rango de precipitaciones mensuales, esta variable se encontró correlacionada positivamente con la mayoría de las temperaturas

evaluadas, por lo que no podremos descartar una influencia en la abundancia y presencia de *Ae. aegypti*.

Los modelos de abundancia y presencia en criaderos encontraron asociaciones positivas entre *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*. Ambas especies presentan ciclos de vida similares y oviponen por lo que es de esperar que ovipongan en los mismos sitios de cría (Honório & Lourenço-de-Oliveira 2001; Braks et al. 2003; WHO 2011; Rey & Connell 2014). Allan y Kline (1998) observaron que las hembras de *Ae. aegypti* oviponen más en recipientes con presencia de huevos de su misma especie o de *Ae. albopictus* cuando se lo compara con recipientes con agua solamente. En cambio, para *Ae. albopictus*, no encontraron diferencias en la oviposición entre los recipientes con huevos de heteroespecíficos, conespecíficos y con agua. Esta preferencia de *Ae. aegypti* seguramente genere la asociación positiva entre ambas especies. Sin embargo, el C_8 de Hulbert negativo en Eldorado y una asociación inversa del número de pupas de *Ae. albopictus* y la abundancia de *Ae. aegypti*, hacen suponer una interacción competitiva. Asociaciones positivas y negativas entre especies del género *Aedes* con patrones de oviposición similares han sido registradas en diversos lugares (Sota et al. 1994; O'Meara et al. 1995; Lounibos 2002). En un estudio realizado en Japón, una asociación positiva entre *Ae. albopictus* y *Ae. reversi* en huecos de árboles se le atribuyó a la semejanza en sus ciclos de vida, pero una interacción negativa entre el mosquito tigre asiático y *Ae. japonicus* en recipientes artificiales (Sota et al. 1994) estaría asociado a un efecto competitivo entre las especies (Armistead et al. 2008). El único estudio que evaluó la asociación entre *Ae. aegypti* y *Ae. albopictus* mediante el índice de Hurlbert fue en neumáticos de Tailandia encontrándose una relación positiva (Suwonkerd et al. 1996); por tal motivo, los autores no pudieron asociar la declinación

de las poblaciones de *Ae. aegypti* a la competencia larval entre las especies. En Estados Unidos, la expansión del mosquito tigre asiático conllevó a una disminución de las poblaciones de *Ae. aegypti* en algunas regiones de Florida (O'Meara et al. 1995; Lounibos 2002). Una superioridad larval por parte de *Ae. albopictus* en la competencia por el alimento y una esterilidad generada por una cópula con machos del mosquito tigre asiático resultaron los mecanismos principales propuestos con mayor consenso por los cuales explicaron la reducción de las poblaciones de *Ae. aegypti* (Lounibos 2002; Juliano 2009; Bargielowski et al. 2015). Si bien la mayoría de los ensayos de competencia interespecífica dan una ventaja competitiva de sobre *Ae. albopictus*, la evidencia indica que esta ventaja se puede aminorar y revertir, pudiéndose observar patrones de coexistencia entre las especies (Juliano 2009; Leisnham et al. 2009; Juliano 2010). Incluso se ha propuesto que diferencias geográficas y poblacionales en el desempeño competitivo de *Ae. aegypti* pueden contribuir a evitar la expansión en el país norteamericano (Leisnham & Juliano 2010) por lo que sería interesante evaluar si eso está ocurriendo en las poblaciones del cono sur de Sudamérica.

El volumen de agua fue seleccionado para explicar la variabilidad de la presencia de *Ae. albopictus* y de la abundancia de *Ae. aegypti*. En este capítulo, *Ae. albopictus* presentó una mayor probabilidad de ocurrencia en los recipientes de menos de 10 litros. Por su parte, en *Ae. aegypti*, la variabilidad de la presencia de este vector estuvo asociada negativamente a la abundancia de *Ae. fluviatilis* y *Cx. quinquefasciatus*, especies abundantes en recipientes grandes. Estas últimas dos especies presentaron también una asociación negativa con *Ae. aegypti* en el índice de Hulbert. Entre estas especies no existe evidencia de una competencia asimétrica en condiciones de campo (Santana-Martínez et al. 2017); por lo que, probablemente la

selección de la abundancia de los otros culícidos en el modelo de *Ae. aegypti* esté indicando una segregación en la selección de los sitios de cría y encubriría una mayor frecuencia del vector de la fiebre amarilla en neumáticos y recipientes pequeños (recipientes poco productivos para *Ae. fluviatilis* y *Cx. quinquefasciatus* según los resultados expuestos). Tanto *Ae. aegypti* como *Ae. albopictus* prefieren oviponer y son frecuentes en recipientes pequeños y neumáticos (Christophers 1960; WHO 2011). Estas especies necesitan de fluctuaciones de los niveles de agua para garantizarse que los huevos alojados en las paredes de los recipientes queden sumergidos y eclosionen. En recipientes pequeños con menor volumen, cualquier evento de lluvia o de riego garantiza un aumento mayor del nivel del agua y por ende la inundación de los huevos (Jeffery et al. 2012). Además, dada su presencia, *Ae. aegypti* resultó más abundante en recipientes con un volumen de agua entre 1 y 100 litros e inferior en criaderos con menos de 1l y con más de 100l. Es de esperar que la abundancia de esta especie aumente a medida que se incrementa el volumen de agua que pueda albergar una mayor cantidad de larvas. Pero también es de esperar que la abundancia disminuya en criaderos con volúmenes grandes de agua ya que las especies del género *Aedes* no presentan preferencias para oviponer en recipientes de grandes dimensiones (Harrington et al. 2008; Reiskind & Zarrabi 2012).

En este capítulo, *Ae. fluviatilis* y *Cx. quinquefasciatus* presentaron una asociación positiva del índice de Hurlbert y registraron elevada abundancia en criaderos de gran tamaño. Diversos estudios vinculan a las especies del género *Culex* a recipientes de mayores dimensiones de superficie y profundidad (Carrieri et al. 2003; Lester & Pike 2003; Yee et al. 2010; Santos et al. 2018; Shin et al. 2019). Con respecto a *Ae. fluviatilis*, existen pocos trabajos donde se caracterizan los criaderos de esta

especie. Se le ha reportado en una amplia variedad criaderos como floreros de cementerios, neumáticos y recipientes de gran tamaño (Lopes et al. 1993; Chahad & Lozovei 1994; Lozovei & Chahad 1997), pero no hay reportes de preferencias o recipientes más productivos. También existen pocos reportes que evalúan los criaderos de ambas especies en simultáneo. En cementerios de Brasil donde estas especies resultaron dominantes, la mayor abundancia se reportó en los mismos tipos de recipientes (floreros de arcilla y cemento) (Chahad & Lozovei 1994; Lozovei & Chahad 1997). Posiblemente la elevada abundancia de estas especies en recipientes grandes sean el producto de una selección de este tipo de sitios de cría como forma de garantizar la supervivencia de los huevos. A pesar de pertenecer a géneros distintos, *Ae. fluviatilis* y *Cx. quinquefasciatus* oviponen sobre la superficie del agua (Cônoli & Williams 1978; Vargas et al. 2014). Estudios sobre la maduración y resistencia a la desecación de los huevos asocian a la ovipostura sobre el agua como un mecanismo para reducir la mortalidad de los huevos (Cônoli & Williams 1978; Vargas et al. 2014). Por otra parte, la asociación negativa del C_8 de Hulbert de estas especies con el mosquito tigre y *Ae. aegypti* podrían interpretarse como el producto de las diferencias en sus ciclos de vida, los mecanismos de oviposición y mayor supervivencia de los huevos por su resistencia a la desecación. La segregación en la utilización de los hábitats artificiales entre las especies del género *Culex* spp. ha sido registrada previamente en varios países asociando a los recipientes con grandes volúmenes de agua a las especies del género *Culex* spp. y recipientes pequeños a *Aedes* spp. (Carrieri et al. 2003; Martins et al. 2010; Cardo et al. 2015).

Por último, en ningún modelo de abundancia y presencia en criaderos se seleccionó la variable turbidez. A pesar de que esta variable fue cualitativa y dependía

del observador, en otros estudios se encuentran diferencias en el grado de turbidez del agua. En Fortaleza (Brasil), Martins y colaboradores (2010) observaron diferencias entre dos categorías de turbidez (agua limpia o sucia) en la presencia de *Ae. aegypti*, pero no para *Ae. albopictus*. En Yucatán (México), donde los drenajes pluviales son una fuente productora de *Ae. aegypti* y *Cx. quinquefasciatus*, mostraron una mayor abundancia de estas especies en el agua turbia (Arana-Guardia et al. 2014). Por su parte, en India, Roa y colaboradores (2011) observaron una correlación positiva entre la abundancia de *Ae. albopictus* y la turbidez. La Organización Mundial de la Salud hace referencia que las larvas de *Ae. aegypti* se encuentran principalmente en agua limpia y transparente (WHO 2011). Los resultados de este capítulo, que no muestran diferencias en el grado de turbidez, sumados a los anteriormente descritos evidencian que estas especies pueden criar en una amplia variedad de grados de turbidez.

Así mismo, estos resultados de este capítulo sugieren diversos factores que pueden estar incidiendo en la supervivencia de los individuos (por ej, la temperatura en *Ae. albopictus* y los predadores en *Ae. aegypti*) o en los patrones de oviposición (por ej, las características de los criaderos) que son preponderantes para la determinación de la abundancia de los culícidos en Colonia Aurora y Eldorado. *Aedes albopictus* se encontraría limitado por las temperaturas dado su origen tropical y por el tipo de ambiente. Por otra parte, la asociación negativa de los predadores en la presencia y abundancia de *Ae. aegypti* muestra que seguramente la baja abundancia de este vector en el ambiente rural de Colonia Aurora estaría marcada por este mecanismo. De todas formas, son necesarios estudios sobre competencia entre las especies ya que en otras regiones se ha planteado que la superioridad competitiva de

Ae. albopictus era considerada como el motivo de la baja abundancia de *Ae. aegypti* en ambientes rurales.

Capítulo 5. Evaluación de la competencia interespecífica e intraespecífica en *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*

5.1. Introducción

En ambientes acuáticos los factores bióticos (como la predación y competencia) pueden afectar la supervivencia y el fitness de los organismos (Macan 1961). Cuando los recursos compartidos se encuentran en condiciones limitadas, la competencia por interferencia (una interacción negativa física o química) y/o la competencia por explotación (interacción indirecta por el agotamiento de los recursos), afectan a la abundancia y la distribución de las especies (Wilbur 1997). En un contexto de competencia interespecífica asimétrica, un competidor fuerte puede afectar a uno débil (Begon et al. 2006) generando patrones de exclusión competitiva, lo que implica la extinción del último (Hardin 1960). En varios organismos (Begon et al. 2006) e incluso en culícidos (Juliano 2009; 2010), el resultado de la competencia entre dos especies, la intensidad de la competencia asimétrica y los patrones de exclusión competitiva son contextos dependientes. En culícidos, factores como la predación, el tipo de hábitat, la temperatura, el tipo y la cantidad de alimento (Juliano 2009), e incluso diferencias poblacionales dentro de las mismas especies (Leishman & Juliano 2010), pueden incidir en el resultado competitivo y en la asimetría entre dos especies.

En ciertas regiones del Estado de Florida (EE. UU.) la colonización y expansión de *Ae. albopictus* en la década de los '80 (Lounibos 2002) coincidió con un declive en la abundancia de *Ae. aegypti* (O'Meara et al. 1995), lo que conllevó a evaluar la interacción en el estado larval. En este marco, diversos estudios de laboratorio (Moore & Fisher 1969; Black et al. 1989) y de campo (Juliano 1998; Juliano et al. 2004) sugirieron una exclusión competitiva por parte de *Ae. albopictus* ya que en

condiciones de escasez de recursos afectaba a la supervivencia, tiempo de desarrollo y tasa de crecimiento de *Ae. aegypti*. Incluso en Brasil, también se observó una ventaja del mosquito tigre asiático (Braks et al. 2004; Camara et al. 2016) que se asoció a la gran dispersión que presenta el vector en el país (Braks et al. 2004).

Junto con el proceso de satirización (Bargielowski et al. 2015), las diferencias en la resistencia a la desecación de los huevos y la supervivencia de los adultos en ambientes secos (Sota & Mogi 1992; Mogi et al. 1996), las ventajas competitiva de *Ae. albopictus* fueron los mecanismos por los cuales se le atribuía la predominancia del mosquito tigre en ambientes rurales (Rey et al. 2006; Reiskind & Lounibos 2013). Y dada la baja resistencia a la desecación que presenta *Ae. albopictus* en ambientes urbanos (caracterizados como más secos), predomina *Ae. aegypti*. De todas formas, el resultado de la interacción no explicaba los procesos de coexistencia que se observaban en la naturaleza (Hornby et al. 1994; O'Meara et al. 1995; Rey et al. 2006; Braks et al. 2003), por lo que varios autores evaluaron qué factores podrían cambiar el resultado de la competencia entre estas dos especies (Lounibos et al. 2002; Daugherty et al. 2000; Murrell et al. 2008; Leisnham & Juliano 2010; Leisnham et al. 2009; Juliano 2009). Estudios posteriores encontraron que el tipo de detrito puede alterar el resultado de la competencia entre estas especies. Murrell y colaboradores (2008) observaron un efecto negativo de la competencia en la supervivencia de *Ae. aegypti* con detritos provenientes de la degradación de insectos, robles y pino. Sin embargo, con detritos de pasto la supervivencia de ambas especies no resultaba afectada por la competencia interespecífica. En ese sentido, en Brasil, se vincularon los patrones de coexistencia a dinámicas estacionales en los detritos (Camara et al. 2016). Otro factor que podría contribuir a la coexistencia son las variaciones

poblacionales en la capacidad competitiva de ambas especies. Estudios sugieren que los patrones de coexistencia y extinción de *Ae. aegypti* en Estados Unidos se deben a variaciones geográficas en la capacidad competitiva de *Ae. albopictus* (Leisnham et al. 2009) y que poblaciones alopátricas de *Ae. aegypti* podrían constituir una resistencia biótica a la expansión de *Ae. albopictus* en ese país (Leisnham & Juliano 2010). Luego de varios años evaluando la competencia larval entre estas especies, Juliano (2010) realizó un metaanálisis con la mayoría de los ensayos publicados y en el mismo concluyó que patrones de superioridad por parte de ambas especies son esperables como también los contextos de coexistencia.

En Argentina, a pesar de la existencia de estudios que sugieren que *Ae. albopictus* puede extender su presencia a regiones templadas (Benedict et al. 2007; Kraemer et al. 2015), se encuentra delimitado a las provincias de Misiones y Corrientes con clima subtropical (Vezzani & Carbajo 2008; Lizuain et al. 2019; Goenaga et al. 2020). Por lo expuesto en el capítulo anterior, las limitaciones en su distribución posiblemente estén determinadas por un origen tropical de las poblaciones latinoamericanas. Sin embargo, las asociaciones negativas registradas entre *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*, principalmente en Eldorado, hacen suponer que las interacciones entre estas especies pueden ser influyentes sobre todo para el mosquito tigre asiático dada la elevada abundancia de *Ae. aegypti*. Pero también, la baja abundancia de este último vector en Colonia Aurora podría estar determinadas, no sólo por la existencia predadores, sino por una ventaja competitiva de *Ae. albopictus*. En este contexto, en este capítulo se evaluará la interacción competitiva de las larvas por el alimento entre la población más austral de *Ae. albopictus* y poblaciones locales de *Ae. aegypti* con un diseño experimental similar a los utilizados en Estados Unidos

(Juliano 1998, Murrel & Juliano 1998) y en Brasil (Braks et al. 2004); lo que facilitará el análisis y comparación de los resultados.

Objetivo general

El presente capítulo se propone evaluar la competencia interespecífica e intraespecífica por el alimento de las larvas de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* a través de los siguientes objetivos específicos

- Evaluar el efecto de la competencia interespecífica e intraespecífica en la tasa de crecimiento poblacional de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*.
- Evaluar el efecto de la competencia interespecífica e intraespecífica en la supervivencia preimaginal de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*.
- Evaluar el efecto de la competencia interespecífica e intraespecífica en el tiempo de desarrollo preimaginal de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*.
- Evaluar el efecto de la competencia interespecífica e intraespecífica en el tamaño de los adultos de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*.

5.2. Metodología

Recolección y cría de las poblaciones

Las recolecciones de las etapas inmaduras de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* se llevaron a cabo en la localidad de Colonia Aurora (27 ° 28 ' 29 " S, 54 ° 31 ' 28 " W) (Provincia de Misiones, Argentina) durante enero de 2019. El sitio fue elegido debido a que es el único municipio de la Argentina donde se registraron proporciones elevadas y similares de ambas especies (Lizuain et al. 2019).

Con el fin de evitar la dispersión accidental de las especies en estudio, los ensayos se llevaron a cabo en las instalaciones del Instituto Nacional de Medicina Tropical – ANLIS-Malbrán (Puerto Iguazú, Provincia de Misiones).

Las muestras larvales y pupales fueron criadas en condiciones de laboratorio controladas (temperatura media ambiental de 27° C y un fotoperíodo de día largo 14 L: 10 D) en recipientes acrílicos (5 cm de altura x 10 cm de diámetro) con 100 ml de agua destilada. Las larvas se alimentaron con una solución al 10% de levadura en polvo. Una vez que se obtuvieron pupas, se separaron individualmente en pequeños recipientes hasta la emergencia del adulto. La determinación específica de las formas inmaduras se realizó bajo un microscopio estereoscópico y las muestras se colocaron en diferentes jaulas (30 cm x 30 cm x 30 cm) para generar las colonias de fundación (Figura 5.1). Los estados adultos fueron alimentados *ad libitum* con una solución de azúcar al 10% (Garzón et al. 2020).



Figura 5.1. Jaulas de cría de mosquitos. Las mismas constan de un cubo con vértices de aluminio dos lados de cartón rígidos, dos con acetato transparente y dos con tela *voile*, la cual una consta de una manga con doble seguridad de cierre lo que permite la entrada a la caja de cría.

Tres días después de observar el apareamiento, se ofreció a cada colonia sangre y recipientes con agua para la oviposición. Se suministró sangre usando un alimentador artificial construido con un tubo Falcon de 50 ml con 5 ml de sangre heparinizada (5000 UI / ml) a 37 ° C. La abertura del tubo se cubrió con una membrana intestinal de cerdo. El dispositivo se colocó boca abajo sobre el techo de las jaulas de cría, para permitir que las hembras se alimenten (Garzón et al. 2020).

Los sitios para oviposición consistieron en recipientes cilíndricos de acrílico (5 cm de alto x 4 cm de diámetro) cubiertos internamente con cartón y rellenos con 2 ml de agua destilada. Los huevos fueron retirados diariamente y observados bajo microscopio estereoscópico. Los huevos viables se almacenaron en condiciones de laboratorio (27 ° C, 75% HR y fotoperíodo 14 L: 10D).

Diseño experimental.

El experimento se desarrolló en febrero-abril de 2019 (temperatura diaria promedio: $T_{MIN} = 21,38^{\circ}C$ y $T_{MAX} = 29,45^{\circ}C$). Se utilizaron larvas de mosquitos de la primera generación. La competencia larval inter e intraespecífica fue evaluada mediante el seguimiento del desarrollo larval a diferentes densidades, proporción de especies y cantidad de alimento. Seis combinaciones del número de individuos de *Ae. albopictus*: *Ae. aegypti* (10:0, 40:0, 30:10, 10:30, 0:40 y 0:10) en recipientes plásticos (tarros experimentales, TE) de 500ml (8,5cm de altura y 9,5cm de diámetro) con dos niveles de cantidad de alimento (Alto y Bajo), el cual consistió en 0,25g o 0,50g de hojas de palta caídas que fueron recolectadas, limpiadas, secadas al menos dos días antes, cortadas y pesadas (Braks et al. 2004). Cada combinación se replicó 4 veces,

obteniendo un total de 48 TE (Figura 5.2). Veinticuatro horas antes de añadir las larvas, los recipientes plásticos recibieron azarosamente la cantidad de alimento adecuado con 250ml de agua destilada y fueron cubiertos por una tela de *voile* sujeta por una banda elástica.

Los huevos de *Aedes aegypti* y *Ae. albopictus* fueron sumergidos en agua para favorecer la eclosión, y larvas del primer estadio de ambas de especies fueron agrupadas en 10, 30 y 40 larvas. Posteriormente, fueron colocadas en los TE respetando las proporciones anteriormente mencionadas.

Cincuenta mililitros de agua fueron agregados cada tres semanas para evitar la desecación de los TE. Cada TE fue monitoreado diariamente hasta la observación de pupas, las cuales eran recolectadas y separadas individualmente en recipientes de vidrio a temperatura ambiente para favorecer la emergencia del adulto. Luego, los adultos se colocaron en un freezer, registrándose el código del TE, la especie, el sexo, día de empupación y día de emergencia.



Figura 5.2. Tarros Experimentales (TE), utilizados en la experiencia. Puede observarse la tela *voile* sujeta por una banda elástica, cubriendo cada TE.

Análisis de datos

Para evaluar los efectos de la competencia intra e interespecífica en el crecimiento poblacional se trabajó con las siguientes variables:

- Supervivencia de los estados preimaginales: Proporción de individuos de una misma especie que llega a adulto.
- Tamaño de los adultos: Tamaño del ala (en mm) de hembras y machos. Para esto se retiraron las alas de todas las hembras y machos y se midió el tamaño de cada ala como indica la Figura 5.3 mediante una lupa estereoscópica (Packer & Corbet 1989).

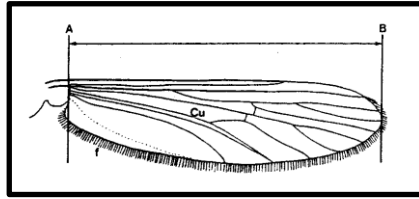


Figura 5.3. La figura muestra un ala de un culicido, donde se marcan la longitud del ala (AB). Cu: vena cubital; f: franja de escamas. Obtenido de Packer y Corbet 1989.

- Tiempo de desarrollo a adulto (TDA): Hace referencia al número de días en llegar al estado adulto.
- Tasa de crecimiento λ' : Es un índice basado en los estimadores anteriores y calculado para cada TE (Juliano 1998). Se basa en r' ($\lambda' = \exp[r']$), y es un estimador de la tasa de cambio poblacional per cápita (Livdahl & Sugihara 1984). Los valores que puede tomar este indicador son los siguientes: $\lambda' = 1$, indican que las cohortes se mantienen constantes; $\lambda' > 1$, implica un crecimiento positivo; $\lambda' < 1$, crecimiento negativo; y $\lambda' = 0$, la cohorte muere en la primera generación.

Para cada TE se calculó λ' de la siguiente manera:

$$\lambda' = \exp \left[\frac{\left[\ln \left(\frac{1}{N_0} \right) \right] \sum_X A_X f(\omega_X)}{D + [\sum_X x A_X f(\omega_X) / \sum_X A_X f(\omega_X)]} \right] \quad [1]$$

donde N_0 es el número inicial de hembras en una cohorte (se asume que es el 50% de las larvas agregadas), A_x es el número de hembras que emergen en el día x , ω_x es el estimador del tamaño de las hembras en el día x , $f(\omega_x)$ es una función que asocia la fecundidad con el tamaño de la hembra, y D es el tiempo requerido (en días) para que una hembra recién emergida copule, obtenga sangre y oviponga. Se asume que D es igual a 12 y 14 d para *Ae. aegypti* y *Ae. albopictus*, respectivamente (Grill & Juliano 1996). Las relaciones tamaño-fecundidad utilizadas fueron las siguientes:

Ae. aegypti (Breigel 1990):

$$f(\omega_x) = 2,50 \omega_x - 8,616 \quad [2]$$

$$r^2 = 0.875, N = 206, P < 0.001$$

donde ω_x es el cubo de la longitud del ala en milímetros en el día x .

Ae. albopictus (Lounibos et al. 2002):

$$f(\omega_x) = 78,02 \omega_x - 121.24 \quad [3]$$

$$r^2 = 0.713, N = 91, P < 0.001$$

donde ω_x es la longitud del ala en milímetros en el día x .

Las pupas que no llegaron a adulto (8,01%) fueron consideradas en el análisis como adultos emergentes. La determinación de los sexos y las especies se realizó a través de las características morfológicas (Braks et al. 2004). La estimación del tiempo de desarrollo de estos individuos se basó en el día de emergencia de pupas de la misma especie y género recogidos el mismo día. En cuanto el tamaño del ala de estos individuos para la estimación de λ' se consideró la longitud media del ala del conoespecífico y del mismo género para ese tratamiento (Braks et al. 2004).

Para evaluar si la supervivencia de cada especie se ve afectada por los tratamientos, la cantidad de alimento y su interacción, se realizaron modelos lineales generalizados (GLM, siglas en inglés). Para *Ae. aegypti*, dos observaciones fueron eliminadas debido a que los residuos de *Pearson* fueron mayores a 4. Para evaluar los efectos del tratamiento, la cantidad de alimento, sexo y sus interacciones en el tiempo de desarrollo y el tamaño del adulto, se utilizaron modelos lineales generalizados y mixtos (GLMM, siglas en inglés) con TE como factores aleatorios.

Para la selección de las variables explicativas se utilizó un procedimiento de pasos hacia adelante, en el cual a partir de un modelo nulo se procedió a la adición de distintas variables explicativas, de a una a la vez (Quinn & Keough 2002). Los modelos seleccionados fueron aquellos que resultaron más simples, contruidos con todas las variables explicatorias con estimadores significativos, que aportaron la menor devianza y las que cumplieron con menores valores de índices de inflación de la varianza (Davis 1989). En caso de ser necesario, se realizaron pruebas de Tukey ($\alpha=0.05$) para comparar medias entre los tratamientos. En todos los modelos, el análisis de los residuos y supuestos se realizaron mediante el paquete DHARMA (Hartig 2020).

Los análisis se realizaron con el paquete R lme4 (Bates et al. 2015) para el TDA, el paquete glmmTMB (Brooks et al. 2017) para el tamaño de los adultos y la supervivencia.

Para el análisis de λ' de ambas especies, no se encontró transformación que cumpla los supuestos de homocedasticidad y normalidad. Por tal razón, se realizaron ANOVAs con permutación (Anderson & Robinson 2001). Dado que las conclusiones de las sumas de cuadrados de los ANOVAs y ANOVAs con permutación fueron similares,

las diferencias entre tratamientos se evaluaron mediante pruebas de Tukey ($\alpha=0.05$) (Braks et al. 2004). Por otro lado, se determinaron los intervalos de confianza del 95% para las medias. Estos intervalos fueron estimados mediante el método de bootstrap (Dixon 1993) y evaluados por la inclusión $\lambda' = 0$ y $\lambda' = 1.0$.

5.3. Resultados

Tasa de crecimiento (λ')

Para *Ae. albopictus*, los tratamientos con alta cantidad de alimento y sin *Ae. aegypti* (10:0 y 40:0) resultaron los únicos con intervalos de confianza de λ' mayores a 1. El resto de los tratamientos con ese nivel de alimento (30:10 y 10:30) presentaron λ' con IC que incluyeron el valor 1. Con baja cantidad de alimento, el IC de los tratamientos 10:0 y 40:0 incluyeron el 1. En el resto (30:10 y 10:30), los intervalos de confianza de λ' fueron menor a 1. Por otro lado, para *Ae. aegypti*, todos los tratamientos con alta cantidad de alimento incluyeron valores de λ' iguales a 1. Para el resto de los tratamientos con poca cantidad de alimento, λ' resultó menor a 1.

La tasa de crecimiento λ' de *Ae. albopictus* resultó afectada por la cantidad de alimento y el tratamiento. Una baja cantidad del primero redujo significativamente λ' , mientras que el tratamiento con menor densidad de individuos (10:0) presentó λ' más elevados que el resto de los tratamientos (Tabla 5.1, Figura 5.4a). Por su parte, la tasa de crecimiento de *Ae. aegypti* resultó afectada únicamente por cantidad de comida, siendo más elevada en términos significativos cuando el recurso se encuentra en mayores cantidades, sin hallarse diferencias entre tratamientos (Tabla 5.1, Figura 5.4b).

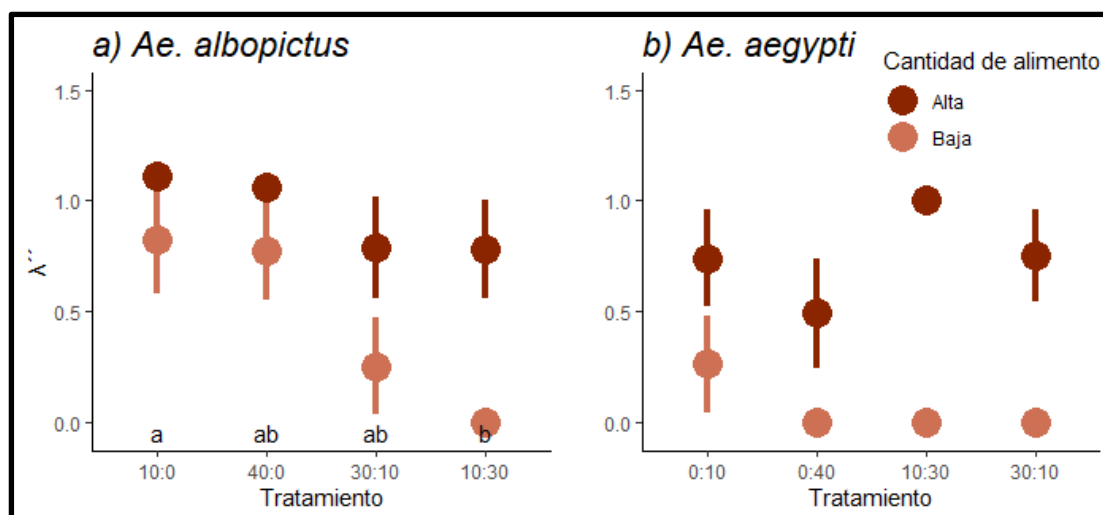


Figura 5.4. Media (puntos) y error estándar (líneas) de la tasa de crecimiento de a) *Ae. albopictus* y b) *Ae. aegypti* para cada combinación de tratamiento (combinación *Ae. albopictus*: *Ae. aegypti*) y cantidad de alimento (Alta y Baja). En los tratamientos Alta_10:0 y Alta_40:0 de *Ae. albopictus* el desvío estándar no se visualiza por el tamaño del punto. En los tratamientos de Baja_10:30 de *Ae. albopictus* y Baja_0:40, Baja_10:30, Baja:30_10 de *Ae. aegypti* no se registró emergencia de hembras. Tratamientos que comparten la misma letra no son significativamente diferentes en la prueba de Tukey ($p < 0,05$).

Tabla 5.1. Anova con Permutación para la tasa de crecimiento de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* con cantidad de alimento (ALIMEN.), tratamiento (TRAT.) y su interacción (ALIMEN: TRAT) como variables predictoras (gl: grados de libertad, SC: suma de cuadrados, P: p-valor).

	<i>Ae. albopictus</i>			<i>Ae. aegypti</i>		
	Gl	SC	P	Gl	SC	P
ALIMEN.	1	1,796	6E-04	1	3,795	<2e-16
TRAT.	3	1,949	0,025	3	0,349	0,232
ALIMEN:TRAT	3	0,328	0,553	3	0,341	0,632
Error	24	4,078		24	3,296	

Supervivencia

Los modelos seleccionados para *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*, mostraron que la supervivencia resultó afectada por la cantidad de alimento y por los tratamientos (Tabla 5.2). Para ambas especies la supervivencia fue menor cuando la cantidad de

alimento era de 0,25g. En cuanto al tipo de tratamiento, *Ae. albopictus* disminuyó su supervivencia en los tratamientos con densidades elevadas. Comparando con el tratamiento 10:0, la supervivencia de esta especie resultó afectada en un 68%, 78% y 76% respectivamente en los tratamientos de 40:0, 30:10 y 10:30 (Figura 5.5a). Por su parte *Ae. aegypti* presentó una mayor supervivencia en los tratamientos donde su abundancia era la menor (0:10 y 30:10) y mínima en el tratamiento donde su abundancia era elevada (0:40 y 10:30). Comparando con el tratamiento de 0:10, la supervivencia se redujo un 97% en el tratamiento 0:40, un 71% en 10:30 y un 44% en 30:10 al 44% (Figura 5.5b).

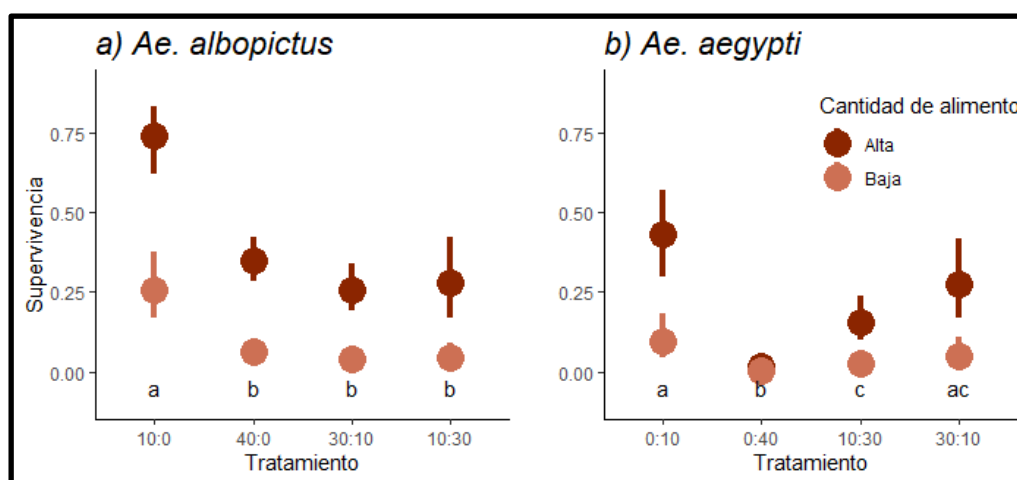


Figura 5.5. Supervivencia (en proporción) de a) *Ae. albopictus* y b) *Ae. aegypti* según el tipo de tratamiento ALB:AEG (0:10, 0:40, 10:30, 30:10, 40:0, 10:0) y tipo de alimentación. Los círculos indican valores estimados para cada modelo seleccionado y las líneas el intervalo de confianza del 95%. Distintas letras refieren a tratamientos con diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p < 0,05$).

Tabla 5.2. GLM seleccionados para la supervivencia de *Ae. aegypti* y *Ae. albopictus*. Las variables analizadas fueron Alimentación (Alta y Baja) y Tratamiento (0:10, 0:40, 10:30, 30:10, 40:0, 10:0)

<i>Ae. albopictus</i>					
	Coefficiente	Error estándar	z	p-valor	
(Intercept)	10,508	0,283	3,711	0,000	***
ALIMEN. Baja	-21,016	0,246	-8,558	2,00E-16	***
TRAT.10:30	-19,969	0,417	-4,793	1,64E-06	***
TRAT.30:10	-21,019	0,328	-6,404	1,51E-10	***
TRAT.40:0	-16,673	0,304	-5,488	4,07E-08	***

Modelo:

distribución binomial (f. de enlace ="logit")

Factor de dispersión: 1,61

Devianza residual: 48,21 gl residuales: 27

<i>Ae. aegypti</i>					
	Coefficiente	Error estándar	z	p-valor	
(Intercept)	-0,277	0,293	-0,947	0,344	
ALIMEN.Baja	-19,902	0,388	-5,124	2,99E-07	***
TRAT.0:40	-39,723	0,764	-5,201	1,98E-07	***
TRAT.10:30	-14,109	0,380	-3,716	0,000	***
TRAT.30:10	-0,689	0,422	-1,635	0,102	

Modelo:

distribución binomial (f. de enlace ="logit")

Factor de dispersión: 1,54

Devianza residual: 41,56 gl residuales: 25

Códigos de significancia: 0 < '***' < 0.001 < '**' < 0.01 < '*' < 0.05 < '.' < 0.1

Tiempo de desarrollo

Para ambas especies, el tiempo de desarrollo a adulto varió significativamente según el sexo y el tratamiento (Tabla 5.3). En términos generales, los machos de cada especie presentaron un menor TDA (Figura 5.6). En cuanto a *Ae. albopictus*, sus tiempos de desarrollo fueron incrementándose significativamente a medida que aumentaba la densidad y coexistía con *Ae. aegypti*. (Figura 5.6). Por otro lado, los TDA de *Ae. aegypti* en los tratamientos con mayor densidad de individuos (0:40, 10:30 y 30:10) resultaron más prolongados con respecto al tratamiento con baja densidad (0:10) (Figura 5.6).

Tabla 5.3. GLMMs seleccionados para el TDA de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti*. Las variables seleccionadas fueron el Sexo (Macho y Hembra) y el Tratamiento (0:10, 0:40, 10:30, 30:10, 40:0, 10:0).

<i>Ae. albopictus</i>					
	Coefficiente	Error estándar	z	p-valor	
Intercepto	294	0,105	27,949	<2,00e-16	***
SEXO.Macho	-0,265	0,062	-4,282	1,85E-05	***
TRAT.10:30	0,987	0,175	5,636	1,74E-08	***
TRAT.30:10	0,958	0,141	6,796	1,08E-11	***
TRAT.40:0	0,469	0,135	3,473	0,001	***

Modelo:

distribución binomial negativa (f. de enlace = "logit")

TE varianza: 0,04

Factor de dispersión: 1,11

Devianza residual: 1305,8 gl residuales: 164

<i>Ae. aegypti</i>					
	Coefficiente	Error estándar	z	p-valor	
Intercepto	262,982	0,134	19,631	< 2e-16	***
SEXO.Macho	-0,274	0,095	-2,866	0,004	**
TRAT.0:40	0,911	0,210	4,348	1,37E-05	***
TRAT.10:30	0,936	0,154	6,075	1,24E-09	***
TRAT.30:10	0,762	0,162	4,715	2,42E-06	***

Modelo:

distribución binomial negativa (f. de enlace = "logit")

TE varianza: 0,02

Factor de dispersión: 1,03

Devianza residual: 656,8 gl residuales: 84

Códigos de significancia: 0 < '***' < 0.001 < '**' < 0.01 < '*' < 0.05 < '.' < 0.1

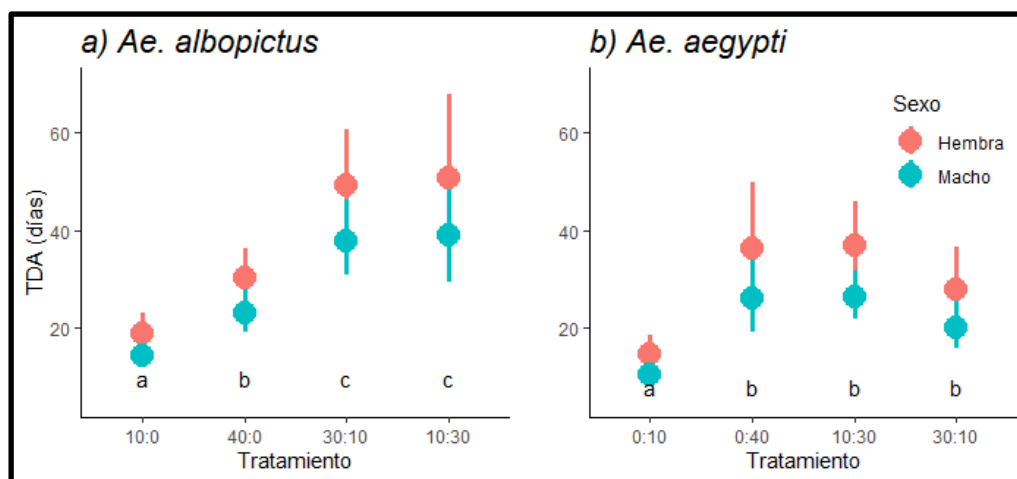


Figura 5.6. Tiempo de desarrollo a adulto (TDA, en días) de a) *Ae. albopictus* y b) *Ae. aegypti* según el tipo de tratamiento ALB:AEG (0:10, 0:40, 10:30, 30:10, 40:0, 10:0) y sexo. Los círculos indican valores estimados para cada modelo seleccionado y las líneas el intervalo de confianza del 95%. Distintas letras refieren a tratamientos con diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p < 0,05$).

Tamaño de los adultos.

Para *Ae. albopictus* el tamaño del adulto dependió significativamente del sexo, el tratamiento y la cantidad de alimento. Los machos resultaron significativamente menores a las hembras (Tabla 5.4, Figura 5.7 a y b) y el tamaño de los individuos fue menor en las experiencias con baja alimentación (Tabla 5.4, Figura 5.7 b). Con respecto a los tratamientos, solamente los individuos del tratamiento 10:0 resultaron significativamente mayores a los del tratamiento 40:0 (Figura 5.7 a).

Para *Ae. aegypti*, el tamaño del adulto varió significativamente según el sexo y el tratamiento. Al igual que *Ae. albopictus*, los machos resultaron de menor tamaño que las hembras. En cuanto a los tratamientos, los individuos de la combinación 30:10 resultaron significativamente menores a los de 0:40 y 10:30 (Figura 5.7)

Tabla 5.4. GLMMs seleccionados para el tamaño de a) *Ae. albopictus* y b) de *Ae. aegypti*. Las variables analizadas fueron el Sexo (Macho y Hembra), el Tratamiento (0:10, 0:40, 10:30, 30:10, 40:0, 10:0) y la cantidad de Alimento (Alta y Baja).

a) <i>Ae. albopictus</i>					b) <i>Ae. aegypti</i>				
	Coeficiente	Error estándar	z	p-valor		Coeficiente	Error estándar	z	p-valor
Intercepto	2,170	0,040	56,360	< 2e-16 ***	Intercepto	1,970	0,035	56,470	< 2e-16 ***
SEXO.Macho	-0,330	0,020	-15,400	< 2e-16 ***	SEXO.Macho	-0,350	0,028	-12,550	< 2e-16 ***
TRAT.10:30	-0,130	0,060	-2,100	0,036 *	TRAT.0:40	0,110	0,051	2,220	0,027 *
TRAT.30:10	-0,100	0,050	-2,030	0,042 *	TRAT.10:30	0,030	0,040	0,660	0,507
TRAT.40:0	-0,140	0,040	-3,190	0,001 **	TRAT.30:10	-0,120	0,045	-2,580	0,01 **
ALIMEN.Baja	-0,110	0,040	-2,750	0,006 **					
Modelo: distribución gaussiana (f. de enlace = "identidad")					Modelo: distribución gaussiana (f. de enlace = "identidad")				
TE varianza: 0,004					TE varianza: 0,001				
gl residuales: 138					gl residuales: 67				

Códigos de significancia: 0=*** 0.001=** 0.01=* 0.05='.' 0.1= ' ' 1

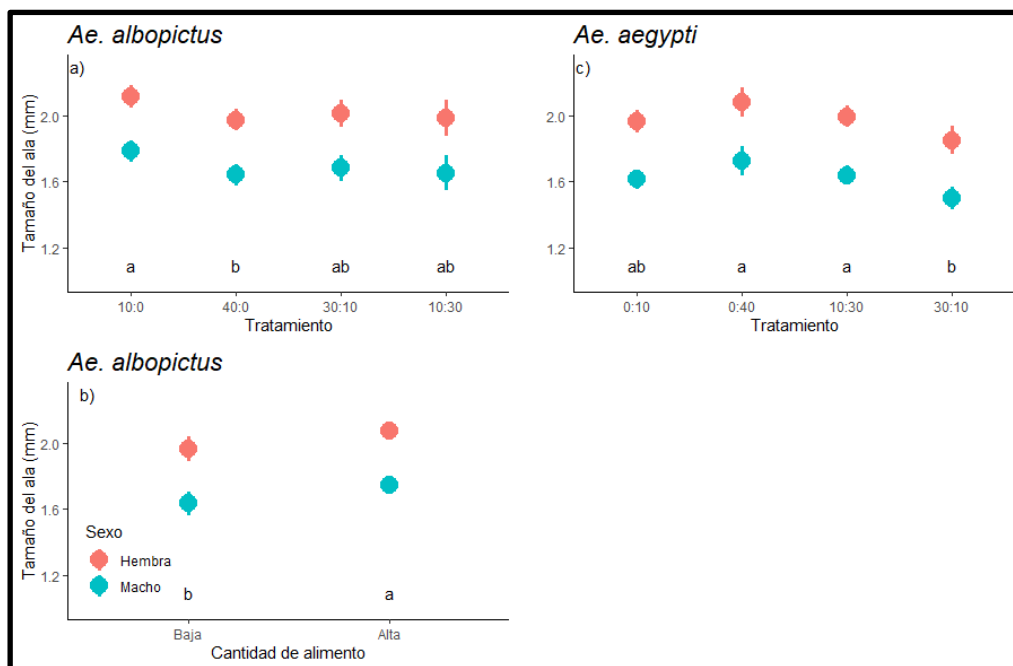


Figura 5.7. Tamaño del adulto (en mm) de los modelos seleccionados para (a) *Ae. albopictus* y (c) *Ae. aegypti* según el tipo de tratamiento ALB:AEG (0:10, 0:40, 10:30, 30:10, 40:0, 10:0) y sexo. Para *Ae. albopictus*, (b) tamaño del adulto según alimentación (Alta y Baja) y sexo. Los círculos indican valores estimados para cada modelo y las líneas el intervalo de confianza 95%. Distintas letras refieren a tratamientos con diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p < 0,05$).

5.4. Discusión

El objetivo de este capítulo fue evaluar la competencia interespecífica e intraespecífica entre *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* con el fin de determinar si la interacción larval afecta las dinámicas en las poblaciones de Misiones. A través de la comparación de las tasas de crecimiento analizadas se pudo observar que *Ae. aegypti* no se vio afectado por los tratamientos de densidades, pero sí por la baja cantidad de alimento. Para esta especie con alta cantidad de alimento el IC de λ' contenía a el valor 1 en la mayoría de los tratamientos, lo que implica que la población podría perdurar en el tiempo; mientras que, en condiciones de baja cantidad de alimento, λ' fue menor

a 1 indicando una posible extinción poblacional. Por su parte, la tasa de crecimiento de *Ae. albopictus*, sí se vio afectada por la cantidad del alimento y la presencia de *Ae. aegypti* en los tratamientos, presentando valores de λ' menores a 1 en tratamientos donde coexistieron las dos especies. Estos resultados contrastan con lo observado en los trabajos de Braks (et al., 2004), Camara (et al., 2016) y Juliano (1998) quienes plantean una exclusión competitiva de *Ae. aegypti* por parte de *Ae. albopictus* dado los análisis de los valores de λ' . En esos trabajos, en condiciones de recursos limitantes, el λ' de *Ae. albopictus* superaban o incluían en sus intervalos de confianza al valor 1; mientras que para *Ae. aegypti* eran inferiores a 1. Esto implicaba que las poblaciones del mosquito tigre crecían o se mantenían y que las poblaciones de *Ae. aegypti* decrecían. En este ensayo no se observó un desplazamiento de una especie por otra dado que en condiciones de baja cantidad de alimento ambas presentan crecimiento negativo y cuando los recursos son más elevados, las poblaciones se mantienen. Por lo que, para las poblaciones locales, no existe un patrón de exclusión competitiva por parte de *Ae. albopictus*. Estos resultados, se encuentran en sintonía con lo expuesto por Juliano (2010) donde después de realizar un meta-análisis de varios ensayos de competencia publicados entre estas especies determinó que patrones de coexistencia entre ambas especies son esperables.

De todas formas, en ambas especies se hallaron efectos de la competencia inter e intraespecífica en algunos indicadores evaluados. La supervivencia, el tiempo de desarrollo y la tasa de crecimiento de *Ae. albopictus* fueron afectadas por la competencia interespecífica. En cambio, para *Ae. aegypti*, la supervivencia se halló más afectada por factores intraespecíficos que por factores interespecíficos; hubo un efecto densodependiente en el tiempo de desarrollo; y aunque la tasa de crecimiento

resultó menor que *Ae. albopictus*, no existieron diferencias significativas entre los tratamientos.

En términos de supervivencia *Ae. albopictus* resultó afectado en condiciones de alta densidad (sin encontrar diferencias entre los tratamientos 40:0, 30:10 y 10:30). Esto indicaría que no existe diferencia entre el efecto de la competencia interespecífica con respecto a la intraespecífica. El patrón resultó similar en Brasil y Estados Unidos (Braks et al. 2004, Camara et al. 2016, Juliano 1998) pero con valores de supervivencia superiores en esos ensayos. En cambio, por su parte, la supervivencia de *Ae. aegypti* se vio más afectada por la competencia intraespecífica que por la competencia interespecífica. *Aedes aegypti* presentó una escasa supervivencia en el tratamiento de 0:40, para ir aumentando cuando la cantidad de ejemplares conespecíficos iba disminuyendo en tratamientos 10:30 y 30:10. Por otra parte, la falta de diferencias significativas entre las combinaciones 0:10 y 30:10 estaría indicando que el adicionar 30 larvas de *Ae. albopictus* no estaría afectando a la supervivencia de *Ae. aegypti*. En los trabajos de Braks (et al. 2004) y Juliano (1998) este patrón no se observó, pero sí cuando el detrito utilizado fue en base a hojas de pino (Murrel & Juliano 2008). También, un patrón similar se observó cuando se evaluó la competencia inter e intraespecífica entre *Ae. hendersoni* y *Ae. triseriatus*, dos especies de mosquitos características de huecos de árboles en Estados Unidos (Copeland & Craig 1992). En dicho estudio, *Ae. triseriatus* presentó una escasa supervivencia en los tratamientos intraespecíficos y un aumento significativo en los tratamientos interespecíficos. Es esperable que los efectos de la competencia intraespecífica sean más fuertes que los efectos interespecíficos dado que individuos de una misma especie explotan de forma similar los recursos y entre distintas especies puede variar

(Begon et al. 2006). En culícidos, el comportamiento de alimentación que presentan las larvas suele diferir entre las especies (Yee et al. 2004). En condiciones de baja cantidad de recursos alimentarios, *Ae. albopictus* pasa más tiempo en la superficie de las hojas y *Ae. aegypti* se encuentra asociado a la pared y fondo del recipiente (Yee et al. 2004). Para el ensayo con las poblaciones de Misiones esta segregación espacial dentro del recipiente podría traducirse en una utilización diferencial del recurso y ser la explicación del mayor peso de la competencia intraespecífica en *Ae. aegypti*.

Los tiempos de desarrollo (TDA) de las dos especies no fueron influenciados por la cantidad de alimento. Esto difiere con lo observado en Brasil, donde *Ae. albopictus* aumenta su TDA en los tratamientos con baja cantidad de recursos (Braks et al. 2004). Con respecto a los tratamientos, para las poblaciones de Argentina, la coexistencia entre las especies retardó los tiempos de desarrollo de *Ae. albopictus*; mientras que *Ae. aegypti* no demostró cambios. Esto también implica una diferencia con el ensayo realizado por Braks y colaboradores (2004), ya que no observaron una diferencia en el tiempo de desarrollo ante la presencia de *Ae. aegypti*.

Con respecto al tamaño de los individuos, esta variable mostró similitudes con otros estudios (Braks et al. 2004). Juliano (1998), en vez del tamaño alar, evaluó la masa de los adultos como indicador del tamaño. La masa de los machos y hembras de *Ae. aegypti* y *Ae. albopictus* no presentaron diferencias significativas entre las combinaciones de tratamientos y cantidad de alimento. En este ensayo, al igual que en los otros estudios, el tamaño, no presentó indicios fuertes de efectos intra e interespecíficos. Es factible que el bajo número de individuos recolectados en los

tratamientos de alta abundancia y baja cantidad de alimento haya contribuido a no detectar las diferencias en el tamaño.

Los resultados generales del presente estudio resultaron diferentes a los observados por Juliano (1998) y Braks (et al. 2004), aun cuando el diseño y análisis utilizado fue similar. La principal diferencia entre los estudios radica en el origen de las poblaciones con el cual se realizaron las diferentes experiencias. Mientras que Juliano (1998) utilizó una progenie F1 de mosquitos de Florida (EEUU) y Braks et al (2004) realizó su experiencia con F1 de poblaciones de Rio de Janeiro (Brasil), en esta tesis se utilizaron ejemplares de las poblaciones más australes de *Ae. albopictus*. Diversos estudios han evaluado la variabilidad y estructura génica de las poblaciones de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* encontrando diferencias entre los continentes con divergencias poblacionales dentro de los mismos (Birungi & Munstermann 2002; Bracco et al. 2007; Kotsakiozi et al. 2017). Para *Ae. albopictus*, las diferencias entre las poblaciones del hemisferio sur y norte del continente americano se basarían en el origen de la población fundacional. Mientras que los estudios genéticos y de diapausa encuentran emparentadas las poblaciones de América del Norte con la de Japón; la falta de diapausa en las poblaciones de América del Sur hace suponer un origen del sudeste asiático (Hawley et al. 1987; Lounibos et al. 2003; Kotsakiozi et al. 2017). En este sentido, y teniendo en cuenta que dentro de una misma especie las diferencias poblacionales también pueden plasmarse en diferencias en sus hábitos de vida, que incluyen los comportamientos competitivos (Braks et al. 2004; Leisnham et al. 2009; Leisnham & Juliano 2010), es factible considerar que existan en términos geográficos variaciones en los efectos competitivos como ocurre en EEUU (Leisnham & Juliano 2010).

En menor medida, otros aspectos que difirieron con esta experiencia fueron el tipo de recipiente, el tipo y cantidad de alimento y las condiciones ambientales. Mientras que, en Estados Unidos, Juliano (1998) realizó su experiencia con neumáticos al aire libre y con hojas de roble (0 y 1 gr) como recurso; en Brasil, Braks (et al. 2004) utilizó recipientes y recursos similares al de esta tesis (recipientes plásticos de 400ml al aire libre con 200ml de agua y 0,25/0,50 gr de hojas de palta). Braks (et al. 2004) sugiere que el tipo de recipiente no afectaría el resultado competitivo entre *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* cuando compara su experiencia de Brasil con la realizada en EE. UU (Juliano 1998). En esta experiencia se usaron recipientes similares a los utilizados en Brasil, por lo que podemos deducir que el cambio en el desempeño competitivo se debe a características de las poblaciones de Misiones.

Como en este ensayo, Juliano (1998) y Braks (et al. 2004) realizaron sus experiencias a temperatura ambiente. En el primer trabajo, la temperatura ambiente promedio fue de 24,8 °C; mientras que en el segundo promedió 27,4°C. Si bien para otras especies de culícidos el resultado competitivo puede variar en función de la temperatura (Russell 1986), Lounibos (et al. 2002) demostró que para *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* una variación entre 24-30°C no modifica el resultado competitivo de la interacción. Al igual que en las otras experiencias, la temperatura diaria promedio de nuestra experiencia (26,4°C) estuvo incluida en esos rangos, por lo que se podría esperar que el resultado no esté influenciado por este factor ambiental.

Los parámetros utilizados para evaluar la ventaja competitiva fueron similares a los utilizados por Juliano (1998) y Braks (et al. 2004). Al análisis del tiempo de desarrollo y del tamaño de los adultos, se incorporaron los machos de ambas especies.

Como era esperable, los machos presentaron un menor tiempo de desarrollo y tamaño. Dado que ningún modelo incorporó interacciones con el sexo, se puede concluir que los factores seleccionados (tratamiento y/o alimentación) afectarían por igual tanto a machos como a hembras.

El presente trabajo mostró, por un lado, que la tasa de crecimiento no muestra un patrón de exclusión competitiva por parte de alguna de las especies; pero también, que la supervivencia de *Ae. albopictus* se encuentra condicionada por efectos intra e interespecíficos. Estos resultados evidenciarían que la coexistencia entre ambas especies sería viable, aunque también es factible que la elevada abundancia de *Ae. aegypti* registrada en Eldorado podría afectar a *Ae. albopictus* y explicar las asociaciones negativas entre estas dos especies registradas con el índice de Hulbert en Eldorado y la asociación negativa del número de pupas de *Ae. albopictus* con la abundancia de *Ae. aegypti* en el capítulo anterior.

Capítulo 6. Discusión general.

6.1. Discusión general

En la presente tesis se estudiaron aspectos de la biología de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* en el peridomicilio de viviendas de ambientes urbanos y rurales de la provincia de Misiones con el fin de aportar al conocimiento de su ecología. En una primera instancia se evaluaron los ensambles de culícidos que crían en recipientes artificiales en los municipios de Colonia Aurora (rural) y Eldorado (urbano), donde la presencia de ambas especies ha sido registrada (Capítulo 3). En Colonia Aurora predominaron *Ae. albopictus*, *Ae. fluviatilis* y *Cx. quinquefasciatus* con diferencias temporales mientras que en el municipio urbano de Eldorado siempre dominó *Ae. aegypti*. En concordancia con la hipótesis 1 (planteada en la sección 1.2), *Ae. albopictus* resultó más abundante en el municipio rural y *Ae. aegypti* en el urbano (Capítulo 4). Los adultos y huevos de *Ae. albopictus* presentarían una mayor supervivencia como producto de la alta humedad relativa presente en los ambientes rurales (Sota & Mogi 1992; Mogi et al. 1996; Juliano et al. 2002; Lounibos et al. 2003; Rey et al. 2006; Reiskind & Lounibos 2013). La influencia de la humedad también se observó seleccionando las precipitaciones acumuladas en los modelos de abundancia, del índice de Breteau, y del número de pupas recolectadas de *Ae. albopictus* (Capítulo 4). Diversos estudios asocian las precipitaciones acumuladas con periodos de mayor humedad que favorecerían a estas especies (Honório & Lourenço-de-Oliveira 2001; Honório et al. 2006, 2009). De todas maneras, estudios sobre la supervivencia de los adultos y huevos a diferentes humedades relativas como los realizados por Juliano (et al. 2002), Sota & Mogi (1992) y Mogi (et al. 1996) serían recomendables para estudiar en las poblaciones de Misiones. También sería necesario evaluar *in situ* la humedad

relativa en los diferentes ambientes. En el trabajo realizado por Reiskind & Lounibos (2013), a lo largo de un gradiente urbano-rural de Palm Beach (Florida) observaron que *Ae. aegypti* era más abundante en regiones urbanas más secas y calurosas; mientras que *Ae. albopictus* predominó en zonas rurales caracterizadas con mayor humedad y por ser más frescas.

En el municipio rural de Colonia Aurora, la abundancia de *Ae. aegypti* en comparación con *Ae. albopictus* fue similar o inferior dependiendo el mes de colecta (Capítulo 4, Sección B). Además, los ensayos de competencia evidenciaron que para las poblaciones de Misiones no existiría una superioridad competitiva por parte de *Ae. albopictus* (Capítulo 5); y, por otro lado, el trabajo de campo mostró una asociación negativa entre *Ae. aegypti* y la presencia de predadores (Capítulo 4). Estos resultados rechazarían la hipótesis 2 que indicaba que la baja abundancia de *Ae. aegypti* en los ambientes rurales eran producto a la ventaja competitiva del mosquito tigre asiático y evidencian que se produciría por un efecto predatorio.

Por otra parte, el modelo de abundancia total evidencia que la reducción de la abundancia de *Ae. aegypti* que estuvo asociada con la presencia de predadores y, además, a un “efecto” del municipio de Colonia Aurora (Capítulo 4, Sección B). Este efecto adicional puede deberse a dos factores que no se evaluaron en esta tesis, como la existencia de otros grupos taxonómicos con hábitos predatorios y el proceso de satirización entre las dos especies del género *Aedes* estudiadas. En ambientes rurales y boscosos la comunidad de insectos predadores en recipientes artificiales (culícidos, odonatos, coleópteros, hemípteros, etc) aumenta en abundancia y riqueza (Weterings et al. 2014). Por esta razón, resultaría interesante evaluar y comparar la composición

de esta comunidad en Colonia Aurora y Eldorado con el fin de determinar si incide en la estructura de los ensambles de culícidos y en la abundancia de *Ae. aegypti*. La otra interacción que no se estudió en esta tesis fue la existencia de apareamiento cruzado (o satirización) por parte de los machos de *Ae. albopictus* sobre las hembras de *Ae. aegypti*. De todas formas, un estudio reciente realizado con poblaciones de Brasil evidenció que la inseminación por parte del mosquito tigre asiático en *Ae. aegypti* no resultó del todo exitosa sugiriendo que en ese país la falta de satirización contribuyó a una ausencia de registros sobre desplazamientos competitivos de *Ae. aegypti* (Honório et al. 2018).

A pesar de no haberse hallado una relación negativa entre la abundancia de *Ae. albopictus* con la presencia de predadores, no habría que descartar su posible influencia sobre el mosquito tigre asiático. En los neumáticos de Colonia Aurora predominó *Cx. quinquefasciatus* y resultaron más frecuentes los predadores (Capítulo III). Diversos estudios asocian al mosquito tigre asiático a este tipo de recipientes, e incluso, se vincula al intercambio comercial de los mismos como el facilitador de su rápida dispersión en el mundo (Grist 1993; Reiter & Sprenger 1987; Reiter 1998; Lounibos 2002; Eritja et al. 2005; Joy & Sullivan 2005; Roiz et al. 2007; Yee 2008;). Por ello también sería interesante evaluar cómo afecta la presencia de predadores en estos criaderos a la dispersión del mosquito tigre en el país.

La depredación es considerada un mecanismo regulador de las comunidades y abundancia de distintas especies de culícidos (Focks et al. 1980; Yanoviak 2001; Juliano 2009; Hinojosa-ontiveros 2015; Millado & Sulmade 2018). Incluso se ha comprobado que puede cambiar el resultado de la competencia entre los mosquitos y compensar

el éxito competitivo de una especie (Juliano 2009). Por ejemplo, *Ae. triseriatus*, un débil competidor, presenta una mayor supervivencia ante la presencia de predadores que *Ae. aegypti* y *Ae. albopictus* (Grill & Juliano 1996, Kesavaraju & Juliano 2004), observándose en algunos casos una reducción de la presión competitiva (Lounibos et al. 2010). En este marco, en el futuro sería interesante evaluar las interacciones predador-presa en las poblaciones locales. Principalmente, la preferencia de los predadores, su tasa de consumo, la supervivencia de las presas y los mecanismos que éstas puedan presentar para evadir la depredación. En Filipinas, ensayos de laboratorio demostraron que *Tx. splendens* prefiere a *Ae. aegypti* y *Ae. albopictus* sobre *Cx. quinquefasciatus* (Millado & Sulmade 2018). Especies del género *Culex* pueden criar en una amplia variedad de sitios tanto naturales como artificiales y coexistir con diversos predadores (Fischer & Schweigmann 2008; Weterings et al. 2014). Producto de esta convivencia es que se ha observado que las especies han desarrollado mecanismos comportamentales que contribuyen a evadir la depredación (Kesavaraju & Juliano 2008, Kesavaraju et al. 2011; Zuharah et al. 2015). Por ejemplo, estudios realizados en Estados Unidos, demostraron que ante la presencia *Tx. rutilus*, *Cx. pipiens* aumenta su tiempo de reposo en la superficie y reduce su actividad en la columna de agua más que *Ae. albopictus* y *Ae. japonicus*, lo que implica un comportamiento de bajo riesgo predatorio (Kesavaraju et al 2011). Por otra parte, entre las especies del género *Aedes* la respuesta ante la presencia de predadores varía según la presa y el predador. Mientras que en EE. UU. no se observan cambios en el comportamiento de *Ae. albopictus* para evadir la predación de *Tx. rutilus* (Kesavaraju & Juliano 2004, Kesavaraju et al. 2011), en Malasia el mosquito tigre asiático presenta comportamientos de bajo riesgo ante la presencia de *Tx. splendens* pasando la mayor

parte del tiempo (en la “pared”) cerca de los bordes del recipiente (Zuharah et al. 2015). Respecto a *Ae. aegypti*, en numerosas oportunidades fue descripta como la especie preferida por varios predadores y sin recursos comportamentales para evitar la depredación (Focks et al. 1980; Hinojosa-ontiveros 2015; Zuharah et al. 2015; Millado & Sulmade 2018). Por lo expuesto, resultaría interesante probar mediante varios ensayos de laboratorio la hipótesis que afirma que la supervivencia de *Cx. quinquefasciatus* ante la presencia de los predadores locales es superior a la de *Ae. albopictus*; y a su vez, esta especie presenta mayor supervivencia que *Ae. aegypti* producto a diferentes comportamientos de bajo riesgo predatorio.

Mientras que la temperatura de los meses previos fue seleccionada para explicar la variabilidad de la presencia en criaderos y los Índices de Vivienda y de Recipiente de *Ae. albopictus*, en *Ae. aegypti* solo explicó las variaciones en la cantidad de pupas (Capítulo 4, Secciones A y B). Estos resultados evidenciarían que esta variable actúa de manera diferencial en ambas especies, afectando principalmente la presencia del mosquito tigre en criaderos y viviendas, coincidiendo con los planteado en la hipótesis 3. A pesar de que se desconoce el origen de la población fundacional de *Ae. albopictus* en Sudamérica, algunos autores sugieren un origen tropical dada la falta de diapausa y una menor supervivencia de las larvas a bajas temperaturas en comparación con *Ae. aegypti* (Lounibos et al. 2003, Garzón et al. 2020).

En esta tesis también se demostró que *Ae. albopictus* se encuentra más presente en recipientes con un volumen de agua de hasta 10 litros, sin encontrar diferencias en términos de abundancia entre los tipos de recipientes (Capítulo 4, Sección A). Por su parte, *Ae. aegypti* resultó presente en una amplia variedad de

criaderos, principalmente en neumáticos y recipientes pequeños. Sin embargo, la abundancia de esta especie presentó diferencias entre los criaderos. Los recipientes menos abundantes resultaron los que contenían hasta 1 litro de agua; mientras que los más abundantes los recipientes entre 1 a 100 litros (Capítulo IV, Sección A). Estos resultados rechazan la hipótesis 4 que indicaba que estas especies, dada las similitudes en sus historias de vida, crían en los mismos receptáculos. Diversos autores hacen hincapié en que especies como *Ae. aegypti* y *Ae. albopictus* crían en recipientes similares y de menor tamaño (Christophers 1960; Carrieri et al. 2003; Vezzani & Carbajo 2008; Yee 2008). Dado que en Argentina hay evidencia de que grandes tanques de agua pueden ser los criaderos más productivos para *Ae. aegypti* (Garelli et al. 2012), sería interesante evaluar si estas disparidades se deben a diferencias por parte de las hembras grávidas en la selección de los sitios de cría o si son producto de las adversidades que presenta *Ae. albopictus* en su distribución austral en el continente americano.

En esta tesis se hallaron asociaciones negativas entre *Ae. aegypti* y *Ae. albopictus*. En Eldorado, el índice de Hulbert entre las dos especies presentó una asociación negativa significativa y la cantidad de pupas de *Ae. albopictus* se halló asociada negativamente a la abundancia de *Ae. aegypti* (Capítulo 4). Esto coincide con el ensayo de laboratorio que indicó que una elevada abundancia de esta última especie afecta a la supervivencia de *Ae. albopictus* (Capítulo 3). Por lo general, se asevera que en términos competitivos *Ae. albopictus* es superior o que desplaza competitivamente a *Ae. aegypti* (Juliano 2009). Sin embargo, son esperables contextos de coexistencia (Juliano 2010). En Estados Unidos han sido registradas diferencias poblacionales en las capacidades competitivas de estas especies

(Leisnham & Juliano 2010; Leisnham et al. 2009). Poblaciones alopátricas de *Ae. aegypti* presentaron un mejor desempeño competitivo que poblaciones simpátricas generando un efecto promedio más fuerte sobre *Ae. albopictus* (Leisnham & Juliano 2010). Por ese motivo es que los autores plantearon que las poblaciones de *Ae. aegypti* pueden contribuir a una resistencia biótica mediada por la competencia y de esa forma explicar por qué *Ae. albopictus* no coloniza el sureste de ese país (Leisnham & Juliano 2010). En Argentina, *Ae. aegypti* se encuentra en elevada abundancia y ampliamente distribuido (Micieli & Campos 2003; Micieli et al. 2004; Vezzani & Carbajo 2008; Zanotti et al. 2015; Rossi 2015; Lizuain et al. 2019; Rubio et al. 2020), por lo que también los resultados de este trabajo hacen inferir que la limitada distribución y la baja abundancia que se observa del mosquito tigre asiático también podrían estar influenciadas por *Ae. aegypti*.

Las temperaturas de los meses previos que afectarían principalmente a *Ae. albopictus* y la presencia de predadores que reduciría la abundancia de *Ae. aegypti* determinaron que, en Colonia Aurora, durante octubre de 2015 y noviembre de 2016, la estructura de la comunidad halla estado dominada por *Cx. quinquefasciatus* (Capítulo 3). Pero además, la variable que mejor explicó la abundancia de *Cx. quinquefasciatus* a nivel de criadero fue el tipo de recipiente, resultando los recipientes grandes como los más productivos (Capítulo IV, Sección A). Según la descripción de los criaderos estudiados se puede apreciar que en el municipio rural de Colonia Aurora se evaluaron una mayor cantidad de este tipo de recipientes (Capítulo 3), principalmente noviembre de 2016 (Figura 1 en Anexo). Esto evidencia que las características de los recipientes analizados pueden incidir en la abundancia total en una determinada zona o ambiente.

Por otra parte, sería interesante evaluar y comparar la abundancia de *Ae. albopictus* tanto en criaderos naturales y artificiales, como también en ambientes naturales y antrópicos. En Argentina, *Ae. albopictus* ha sido reportado en el Parque Nacional Iguazú (Cuchuy et al. 2018) y los últimos registros de esta especie fueron en el marco de un muestreo de mosquitos silvestres donde se encuentran presentes poblaciones del mono aullador *Alouata caraya* y donde se han reportado epizootias para fiebre amarilla (Goenaga et al. 2020). Según una revisión realizada por Pereira dos Santos y colaboradores (2013), donde se evaluó el *status* de vectores nexos entre ciclos silvestres y naturales de arbovirus, *Ae. albopictus* es más frecuente en cáscaras de cocos, bromelias y tocones de bambú que en huecos de árboles, axilas de hojas y rocas. En lo que concierne a *Ae. aegypti*, esta especie es considerada más antrópica, encontrándose principalmente en ambientes urbanos, aunque en Argentina hay registros sobre la posibilidad de criar en ambientes y recipientes naturales (Mangudo et al. 2017).


Otros factores que no se evaluaron en esta tesis y deberían ser incluidos en futuros trabajos es la prevalencia de parásitos, como *Ascogregarina* spp., y bacterias, como *Wolbachia*, para ambas especies. Los parásitos reducen los tiempos de desarrollo y supervivencia de las especies de culícidos e incluso pueden llegar a alterar el resultado competitivo de las larvas. Estudios realizados en Estados Unidos indican que la infestación por parte de *A. taiwanensis* es muy superior en *Ae. albopictus* que en *Ae. aegypti* (Juliano 1998, Rey & Lounibos 2015). Por su parte, las bacterias del género *Wolbachia* pueden afectar la reproducción de las especies a través de la incompatibilidad citoplasmática, entre otros mecanismos. Esta bacteria es más

frecuente en *Ae. albopictus* y recientemente se la ha detectado en poblaciones de Puerto Iguazú (Chuchuy et al. 2018).

Como conclusión, algunas de las hipótesis de trabajo fueron rechazadas. Estas indicaban que en ambientes urbanos sería más abundante *Ae. aegypti*, gracias a una mayor resistencia a la desecación de los huevos que permiten una mayor supervivencia a las condiciones de baja humedad relativa que presentan estos entornos (hipótesis 1). En cambio, en ambientes rurales, las condiciones de elevada humedad favorecerían a la supervivencia de *Ae. albopictus* (hipótesis 1), desplazando competitivamente a *Ae. aegypti* (hipótesis 2). Se pudo demostrar que existiría la segregación ambiental (hipótesis 1), pero esta sucedería bajo la acción de la predación, por el cual se rechazó la hipótesis 2. Por otra parte, se acepta la hipótesis 3 que indicaba que la temperatura afecta más a *Ae. albopictus* que a *Ae. aegypti* (capítulo IV), en concordancia con los resultados obtenidos en los ensayos de laboratorio realizado para las poblaciones locales (Garzón et al. 2020). Por último, los resultados evidenciaron que *Ae. albopictus* se encuentra con mayor presencia en los recipientes con un volumen de agua menor a 10 litros y sin diferencias en la abundancia entre los tipos recipientes. Con respecto a *Ae. aegypti*, es más frecuente en neumáticos y recipientes pequeños y la abundancia más elevada se observa en receptáculos con un volumen de agua entre 1-100l. Esto evidencia que *Ae. aegypti* se encontraría más adaptado que *Ae. albopictus* utilizando una amplia variedad de receptáculos.

Este es el primer trabajo realizado en Argentina donde se estudia la abundancia y ocurrencia de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* en ambientes urbanos y

rurales evaluando su relación con las características de los criaderos, las variables meteorológicas y la interacción entre especies de culícidos. Los resultados de esta tesis aportan elementos para entender tanto los patrones de abundancia y de ocurrencia como su distribución.



Andrés A. Lizuain



Soledad Santini
N. COIAS



Dra. Ma. Soledad Santini

Referencias bibliográficas

- Abella-Medrano CA, Ibáñez-Bernal S, MacGregor-Fors I, Santiago-Alarcon D. 2015. "Spatiotemporal variation of mosquito diversity (Diptera: Culicidae) at places with different land-use types within a neotropical montane cloud forest matrix." *Parasites and Vectors* 8 (1): 1–11. <https://doi.org/10.1186/s13071-015-1086-9>.
- Agresti A. 2002. "Categorical data analysis." Second Edition. Wiley Series in Probability and Statistics.
- Alencar J, De Mello CF, Érico Guimãres AE, Gil-Santana HR, Silva JdS, Santos-Mallet JR, Gleiser RM. 2015. "Culicidae community composition and temporal dynamics in Guapiaçu Ecological Reserve, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brazil." *PLoS ONE* 10 (3): 1–16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122268>.
- Almirón WR, Brewer ME. 1996. "Classification of immature stage habitats of culicidae (Diptera) collected in Córdoba, Argentina." *Memorias Do Instituto Oswaldo Cruz* 91 (1): 1–9. <https://doi.org/10.1590/S0074-02761996000100001>.
- Anderson MJ. 2006. "Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions." *Biometrics* 62 (1): 245–53. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x>.
- Anderson MJ, Ellingsen KE, McArdle BH. 2006. "Multivariate dispersion as a measure of beta diversity." *Ecology Letters* 9 (6): 683–93. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x>.
- Anderson MJ, Robinson J. 2001. "Permutation tests for linear models." *Australian and New Zealand Journal of Statistics* 43 (1): 75–88. <https://doi.org/10.1111/1467-842X.00156>.
- Aponte CA, Faraone J, Etchepare E, Gimenez J, Bangher D, Alvarez CN, Stein M. 2018. "Variación temporal y selección de habitats de *Ae. aegypti* (Linnaeus) y *Ae. albopictus* (Skuse) (Diptera: Culicidae) en la ciudad de Eldorado, Misiones". *XI Jornadas Regionales sobre Mosquitos*.
- Arana-Guardia R, Baak-Baak CM, Loroño-Pino MA, Machain-Williams C, Beaty BJ, Eisen L, García-Rejón JE. 2014. "Stormwater drains and catch basins as sources for production of *Aedes aegypti* and *Culex quinquefasciatus*." *Acta Tropica* 134 (1): 33–42. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2014.01.011>.
- Armbruster PA. 2016. "Photoperiodic diapause and the establishment of *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) in North America." *Journal of Medical Entomology* 53 (5): 1013–23. <https://doi.org/10.1093/jme/tjw037>.
- Armistead JS, Arias JR, Nishimura N, Lounibos LP. 2008. "Interspecific larval competition between *Aedes albopictus* and *Aedes japonicus* (Diptera: Culicidae) in Northern Virginia." *Journal of Medical Entomology* 45 (4): 629–37. [https://doi.org/10.1603/0022-2585\(2008\)45\[629:ILCBAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0022-2585(2008)45[629:ILCBAA]2.0.CO;2).
- Armistead JS, Nishimura N, Arias JR, Lounibos LP. 2012. "Community ecology of

- container mosquitoes (Diptera: Culicidae) in Virginia following invasion by *Aedes japonicus*." *Journal of Medical Entomology* 49 (6): 1318–27. <https://doi.org/10.1603/ME11261>.
- Bargielowski IE, Lounibos LP, Shin D, Smartt CT, Carrasquilla MC, Henry A, Navarro JC, Paupy C, Dennett JA. 2015a. "Widespread evidence for interspecific mating between *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) in nature." *Infection, Genetics and Evolution* 36: 456–61. <https://doi.org/10.1016/j.meegid.2015.08.016>.
- Bargielowski IE, Blosser E, Lounibos LP. 2015b. "The effects of interspecific courtship on the mating success of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) males." *Annals of the Entomological Society of America* 108 (4): 513–18. <https://doi.org/10.1093/aesa/sav037>.
- Bargielowski IE, Lounibos LP. 2016. "Satyrization and satyrization-resistance in competitive displacements of invasive mosquito species." *Insect Science* 23 (2): 162–74. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12291>.
- Barrera R. 1996. "Competition and resistance to starvation in larvae of container-inhabiting *Aedes* mosquitoes." *Ecological Entomology* 21 (2): 117–27. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1996.tb01178.x>.
- Bartlett-Healy K, Unlu I, Obenauer P, Hughes T, Healy S, Crepeau T, Farajollahi A, et al. 2012. "Larval mosquito habitat utilization and community dynamics of *Aedes albopictus* and *Aedes japonicus* (Diptera: Culicidae)." *Journal of Medical Entomology* 49 (4): 813–24. <https://doi.org/10.1603/ME11031>.
- Bates D, Mächler M, Bolker BM, Walker SC. 2015. "Fitting linear mixed-effects models using lme4." *Journal of Statistical Software* 67 (1). <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.
- Begon M, Harper JL, Townsend CR. 2006. "Ecology: individuals, populations and communities". *Blackwell Science*. Vol. 3rd Editio. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>.
- Benedict MQ, Levine RS, Hawley WA, Lounibos LP. 2007. "Spread of the tiger: global risk of invasion by the mosquito *Aedes albopictus*." *Vector-Borne and Zoonotic Diseases* 7 (1): 76–85. <https://doi.org/10.1089/vbz.2006.0562>.
- Bentley MD, Day JF. 1989. "Chemical ecology and behavioral aspects of mosquito oviposition." *Annual Review of Entomology* 34 (1): 401–21. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.34.010189.002153>.
- Bhaskar Rao B, Harikumar PS, Jayakrishnan T, George B. 2011. "Characteristics of *Aedes (Stegomyia) albopictus* Skuse (Diptera: Culicidae) breeding sites." *Southeast Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health* 42 (5): 1077–82.
- Bhatt S, Gething PW, Brady OJ, Messina JP, Farlow AW, Moyes CL, Drake JM, et al.

2013. "The global distribution and burden of dengue." *Nature* 496 (7446): 504–7. <https://doi.org/10.1038/nature12060>.
- Birungi J, Munstermann LE. 2002. "Genetic structure of *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) populations based on mitochondrial ND5 sequences: evidence for an independent invasion into Brazil and United States." *Annals of the Entomological Society of America* 95 (1): 125–32. [https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2002\)095\[0125:GSOAAD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2002)095[0125:GSOAAD]2.0.CO;2).
- Black WC, Rai KS, Turco BJ, Arroyo DC. 1989. "Laboratory study of competition between United States strains of *Aedes albopictus* and *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae)." *J Med Entomol* 26(4):260–71.
- Blaustein L. 1998. "Influence of the predatory backswimmer, *Notonecta maculata*, on invertebrate community structure." *Ecological Entomology* 23 (3): 246–52. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.1998.00138.x>.
- Bracco JE, Capurro ML, Lourenço-de-Oliveira R, Mureb Sallum MA. 2007. "Genetic variability of *Aedes aegypti* in the Americas using a mitochondrial gene: evidence of multiple introductions." *Memorias Do Instituto Oswaldo Cruz* 102 (5): 572–79. <https://doi.org/10.1590/s0074-02762007005000062>.
- Brady OJ, Johansson MA, Guerra CA, Bhatt S, Golding N, Pigott DM, Delatte H, et al. 2013. "Modelling adult *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* survival at different temperatures in laboratory and field settings." *Parasites & Vectors* 6 (1): 351. <https://doi.org/10.1186/1756-3305-6-351>.
- Braks MAH, Honório NA, Lounibos LP, Juliano SA. 2004. "Interspecific competition between two invasive species of container mosquitoes, *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae), in Brazil" *Annals of the Entomological Society of America* 97 (1): 130–39.
- Braks MAH, Honório NA, Lourenço-de-Oliveira R, Juliano SA, Lounibos LP. 2003. "Convergent habitat segregation of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) in Southeastern Brazil and Florida." *Sampling, Distribution, Dispersal* 40 (6): 785–94.
- Breigel H. 1990. "Metabolic relationship between female body size, reserves, and fecundity of *Aedes aegypti*." *Journal of Insect Physiology* 36 (3): 165–72.
- Brooks ME, Kristensen K, van Benthem KJ, Magnusson A, Berg CW, Nielsen A, Skaug HJ, Mächler M, Bolker BM. 2017. "Glmmtmb balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling." *R Journal* 9 (2): 378–400. <https://doi.org/10.32614/rj-2017-066>.
- Camara DCP, Codeço CT, Juliano SA, Lounibos LP, Riback TIS, Pereira GH, Honório NA. 2016. "Seasonal differences in density but similar competitive impact of *Aedes albopictus* (Skuse) on *Aedes aegypti* (L.) in Rio de Janeiro, Brazil." *PLoS ONE* 11 (6): 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157120>.

- Cardo MV, Rosín P, Carbajo AE, Vezzani D. 2015. "Artificial container mosquitoes and first record of *Aedes aegypti* in the Islands of the Paraná Lower Delta, Argentina." *Journal of Asia-Pacific Entomology* 18 (4): 727–33. <https://doi.org/10.1016/j.aspen.2015.09.002>.
- Cardo MV, Vezzani D, Carbajo AE. 2011. "Community structure of ground-water breeding mosquitoes driven by land use in a temperate wetland of Argentina." *Acta Tropica* 119 (2–3): 76–83. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2011.04.011>.
- Carrasquilla MC, Lounibos LP. 2015. "Satyrization without evidence of successful insemination from interspecific mating between invasive mosquitoes." *Biology Letters* 11 (9): 20150527. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0527>.
- Carrieri M, Bacchi M, Bellini R, Maini S. 2003. "On the competition occurring between *Aedes albopictus* and *Culex pipiens* (Diptera: Culicidae) in Italy." *Environmental Entomology* 32 (6): 1313–21. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-32.6.1313>.
- Carver S, Spafford H, Storey A, Weinstein P. 2010. "The roles of predators, competitors, and secondary salinization in structuring mosquito (Diptera: Culicidae) assemblages in ephemeral water bodies of the wheatbelt of western Australia." *Environmental Entomology* 39 (3): 798–810. <https://doi.org/10.1603/EN09235>.
- Chahad S, Lozovei AL. 1994. "Distribuição sazonal de mosquitos imaturos (diptera, culicidae) em floreiras do cemitério municipal Água Verde, Curitiba, Paraná, Brasil." *Arq. Biol. Tecnol.* 37 (4) (February 2017): 827–42.
- Chan KL, Chan YC, Ho BC. 1971. "*Aedes aegypti* (L.) and *Aedes albopictus* (Skuse) in Singapore City. 4. Competition between Species." *Bulletin of the World Health Organization* 44 (5): 643–49.
- Chouin-Carneiro T, David MR, de Bruycker Nogueira F, Dos Santos FB, Lourenço-De-Oliveira R. 2020. "Zika virus transmission by Brazilian *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* is virus dose and temperature-dependent." *PLoS Neglected Tropical Diseases* 14 (9): 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0008527>.
- Christophers SR. 1960. "*Aedes aegypti* (L.), the yellow fever mosquito. Its life history, bionomics and structure". *Cambridge*. <https://doi.org/10.1016/j.tig.2019.03.005>.
- Chuchuy A, Rodriguero MS, Ferrari W, Ciota AT, Kramer LD, Micieli MV. 2018. "Biological characterization of *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) in Argentina: implications for arbovirus transmission." *Scientific Reports* 8 (1): 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-23401-7>.
- Cônsoli RGAB, Williams P. 1978. "Laboratory observations on the bionomics of *Aedes fluviatilis* (Lutz) (Diptera: Culicidae)." *Bulletin of Entomological Research* 68 (01): 123. <https://doi.org/10.1017/S0007485300007203>.

- Copeland RS, Craig Gb. 1992. "Interspecific competition, parasitism, and predation affect development of *Aedes hendersoni* and *A. triseriatus* (Diptera: Culicidae) in artificial treeholes." *Annals of the Entomological Society of America*. 85 (2): 154–63. <https://doi.org/10.1093/aesa/85.2.154>.
- D'Oria JM, Martí DA, Rossi GC. 2010. "Culicidae, Province of Misiones, Northeastern Argentina." *Check List* 6 (1): 176–79. <https://doi.org/10.15560/6.1.176>.
- Darsie RF. 1985. "The mosquitoes of Argentina: Part I. Keys for identification of adult females and fourth stage larvae in english and spanish (Diptera: Culicidae)." *Mosq. Syst.* 17 (3): 153–253.
- Daugherty MP, Barry WA, Steven AJ. 2000. "Invertebrate carcasses as a resource for competing *Aedes albopictus* and *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae)." *Journal of Medical Entomology* 37 (3): 364–72. <https://doi.org/10.1093/jmedent/37.3.364>.
- Davis FD. 1989. "Perceived usefulness, perceived ease of use, and user acceptance of information technology." *MIS Quarterly* 13 (3): 319–40. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.33621>.
- De Majo MS, Zanotti G, Campos RE, Fischer S. 2019. "Effects of constant and fluctuating low temperatures on the development of *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) from a temperate region." *Journal of Medical Entomology* 56 (6): 1661–68. <https://doi.org/10.1093/jme/tjz087>.
- Delatte H, Desvars A, Bouétard A, Bord S, Gimonneau G, Vourc'h G, Fontenille D. 2010. "Blood-feeding behavior of *aedes albopictus*, a vector of chikungunya on La Réunion." *Vector-Borne and Zoonotic Diseases* 10 (3): 249–58. <https://doi.org/10.1089/vbz.2009.0026>.
- Denlinger DL, Armbruster PA. 2014. "Mosquito diapause." *Annual Review of Entomology* 59 (1): 73–93. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011613-162023>.
- Edgerly JS, Willey MS, Livdahl T. 1999. "Intraguild predation among larval treehole mosquitoes, *Aedes albopictus*, *Ae. aegypti*, and *Ae. triseriatus* (Diptera: Culicidae), in laboratory microcosms." *Journal of Medical Entomology* 36 (3): 394–99. <https://doi.org/10.1093/jmedent/36.3.394>.
- Eritja R, Escosa R, Lucientes J, Marquès E, Molina R, Roiz D, Ruiz S. 2005. "Worldwide invasion of vector mosquitoes: present european distribution and challenges for Spain." *Issues in Bioinvasion Science: EEI 2003: A Contribution to the Knowledge on Invasive Alien Species*, 87–97. https://doi.org/10.1007/1-4020-3870-4_8.
- Espinosa M, Weinberg D, Gómez A, Abril M. 2007. "Primer registro de *Aedes albopictus* (Skuse) (Diptera: Culicidae) en la ciudad de Puerto Iguazú, Misiones, Argentina." *Revista Argentina de Zoonosis y Enfermedades Infecciosas Emergentes*, 24–26.

- Faraone J, Aponte CA, Etchepare E, Stechina O, Gimenez JO, Alonso AC, Stein M. 2018. "Estudio de oviposición y respuesta de eclosión de *Ae. aegypti* y *Ae. albopictus* a partir de huevos colectados en campo en la ciudad de Eldorado, Misiones". *XI Jornadas Regionales sobre Mosquitos*
- Fay RW. 1964. "The biology and bionomics of *Aedes aegypti* in the laboratory." *Mosquito News*. 1964. <https://www.biodiversitylibrary.org/part/129100>.
- Fielding AH, John FB. 1997. "A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models." *Environmental Conservation* 24 (1): 38–49. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>.
- Fischer S, De Majo MS, Quiroga L, Paez M, Schweigmann N. 2017. "Long-term spatio-temporal dynamics of the mosquito *Aedes aegypti* in Temperate Argentina." *Bulletin of Entomological Research* 107 (2): 225–33. <https://doi.org/10.1017/S0007485316000869>.
- Fischer S, De Majo MS, Di Battista CM, Montini P, Loetti V, Campos RE. 2019. "Adaptation to temperate climates: evidence of photoperiod-induced embryonic dormancy in *Aedes aegypti* in South America." *Journal of Insect Physiology* 117 (May): 103887. <https://doi.org/10.1016/j.jinsphys.2019.05.005>.
- Fischer S, Schweigmann N. 2008. "Association of immature mosquitoes and predatory insects in urban rain pools." *Journal of Vector Ecology* 33 (1): 46–55. [https://doi.org/10.3376/1081-1710\(2008\)33\[46:aoimap\]2.0.co;2](https://doi.org/10.3376/1081-1710(2008)33[46:aoimap]2.0.co;2).
- Fischer S, Schweigmann N. 2004. "*Culex* mosquitoes in temporary urban rain pools: seasonal dynamics and relation to environmental variables." *Journal of Vector Ecology: Journal of the Society for Vector Ecology* 29 (2): 365–73. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15707296>.
- Focks DA, Dame DA, Cameron AL, Boston MD . 1980. "Predator-prey interaction between insular populations of *Toxorhynchites rutilus* and *Aedes aegypti*." *Environmental Entomology* 9 (1): 37–42. <https://doi.org/10.1093/ee/9.1.37>.
- Frankie GW, Ehler LE. 1978. "Ecology of insects in urban environments." *Annual Review of Entomology* 23 (1): 367–87. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.23.010178.002055>.
- García A. 2004. "Población y territorio en Misiones. El caso de Eldorado, Guaraní y Oberá, 1980-2001." *Tesis de Licenciatura*, 1–155.
- Garelli FM, Espinosa MO, Gürtler RE. 2012. "Processes affecting *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) infestation and abundance: inference through statistical modeling and risk maps in northern Argentina." *Journal of Medical Entomology* 49 (3): 722–30. <https://doi.org/10.1603/ME11156>.
- Garzón MJ, Maffey L, Lizuain A, Soto D, Díaz PC, Leporace M, Salomón OD, Schweigmann NJ. 2020. "Temperature and photoperiod effects on dormancy

- status and life cycle parameters in *Aedes albopictus* and *Aedes aegypti* from subtropical Argentina.” *Medical and Veterinary Entomology*. <https://doi.org/10.1111/mve.12474>.
- Goenaga S, Chuchuy A, Micieli MV, Natalini B, Kuruc J, Kowalewski M. 2020. “Expansion of the distribution of *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae): new records in northern Argentina and their implications from an epidemiological perspective.” *Journal of Medical Entomology* 57 (4): 1310–13. <https://doi.org/10.1093/jme/tjaa009>.
- Gratz, NG. 2004. “Critical review of *Aedes albopictus*.” *Medical and Veterinary Entomology* 18: 215–27. <https://doi.org/10.1111/j.0269-283X.2004.00513.x>.
- Gratz, NG. 1999. “Emerging and resurging vector-borne diseases.” *Annual Review of Entomology* 44: 51–75. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.44.1.51>.
- Grech MG, Sartor PD, Almirón WR, Ludueña-Almeida FF. 2015. “Effect of temperature on life history traits during immature development of *Aedes aegypti* and *Culex quinquefasciatus* (Diptera: Culicidae) from Córdoba City, Argentina.” *Acta Tropica* 146: 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2015.02.010>.
- Grill CP, Juliano SA. 1996. “Predicting species interactions based on behaviour: predation and competition in container-dwelling mosquitoes.” *The Journal of Animal Ecology* 65 (1): 63. <https://doi.org/10.2307/5700>.
- Grist NR. 1993. “*Aedes albopictus*: the tyre-travelling tiger.” *Journal of Infection* 27 (1): 1–4. [https://doi.org/10.1016/0163-4453\(93\)93418-4](https://doi.org/10.1016/0163-4453(93)93418-4).
- Griswold MW, Lounibos LP. 2005. “Competitive outcomes of aquatic container diptera depend on predation and resource levels.” *Annals of the Entomological Society of America* 98 (5): 673–81. [https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2005\)098\[0673:COOACD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2005)098[0673:COOACD]2.0.CO;2).
- Gubler DJ. 2004. “The changing epidemiology of yellow fever and dengue, 1900 to 2003: full circle?” *Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases* 27 (5): 319–30. <https://doi.org/10.1016/j.cimid.2004.03.013>.
- Hardin G. 1960. “The competitive exclusion principle: an idea that took a century to be born has implications in ecology, economics and genetics.” *American Association for the Advancement of Science* 131 (3409): 1292–97.
- Harper JP, Paulson SL. 1994. “Reproductive isolation between Florida strains of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus*.” *Journal of the American Mosquito Control Association* 10 (1).
- Harrington LC, Ponlawat A, Edman JD, Scott TW, Vermeylen F. 2008. “Influence of container size, location, and time of day on oviposition patterns of the dengue vector, *Aedes aegypti*, in Thailand.” *Vector-Borne and Zoonotic Diseases* 8 (3): 415–23. <https://doi.org/10.1089/vbz.2007.0203>.

- Hartig F. 2020. "Residual diagnostics for hierarchical (multi-level / mixed) regression models. R package version 0.3.2.0." <https://cran.r-project.org/package=DHARMA>.
- Hawley WA, Pumpuni CB, Brady RH, Craig GB. 1989. "Overwintering survival of *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) eggs in Indiana." *Journal of Medical Entomology* 26 (2): 122–29. <https://doi.org/10.1093/jmedent/26.2.122>.
- Hawley WA, Reiter P, Copeland RS, Pumpuni CB, Craig GB. 1987. "*Aedes albopictus* in North America: probable introduction in used tires from Northern Asia." *Science* 236 (4805): 1114–16. <https://doi.org/10.1126/science.3576225>.
- Heinisch MRS, Diaz-Quijano FA, Chiaravalloti-Neto F, Menezes Pancetti FG, Coelho RR, dos Santos Andrade P, Urbinatti PR, Marques Sá de Almeida RM, Nunes de Lima-Camara T. 2019. "Seasonal and spatial distribution of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* in a municipal urban park in São Paulo, SP, Brazil." *Acta Tropica* 189: 104–13. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2018.09.011>.
- Hinojosa-ontiveros GA. 2015. "Potencial de depredación de *Lutzia bigoti* Bellardi, 1862 sobre larvas de *Aedes aegypti* (L.) (Diptera: Culicidae) en Durango, México." 118–22.
- Honório NA, Lourenço-de-Oliveira R. 2001. "Frequency of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* larvae and pupae in traps, Brazil." *Revista de Saude Publica* 35 (4): 385–91.
- Honório NA, Carrasquilla MC, Bargielowski IE, Nishimura N, Swan T, Lounibos LP. 2018. "Male origin determines satyrization potential of *Aedes aegypti* by invasive *Aedes albopictus*." *Biological Invasions* 20 (3): 653–64. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1565-3>.
- Honório NA, Cabello PH, Codeço CT, Lourenço-De-Oliveira R. 2006. "Preliminary data on the performance of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* immatures developing in water-filled tires in Rio de Janeiro." *Memorias Do Instituto Oswaldo Cruz* 101 (2): 225–28. <https://doi.org/10.1590/S0074-02762006000200017>.
- Honório NA, Gonçalves Castro M, Monteiro de Barros FS, Figueiredo Mafra Magalhães MdA, Chagastelles Sabroza P. 2009. "The spatial distribution of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* in a transition zone, Rio de Janeiro, Brazil." *Cad. Saúde Pública* 25 (6): 1203–14. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2009000600003>.
- Hornby JA, Moore DE, Miller TW. 1994. "*Aedes albopictus* distribution, abundance, and colonization in lee county, Florida, and its effect on *Aedes aegypti*." *Journal of the American Mosquito Control Association* 10 (3): 397–402.
- Huang Y. 1979. "Medical entomolgy studies - XI. The subgenus stegomyia of *Aedes* in the oriental region with keys to the species (Diptera: Culicidae)." *Contributions of the American Entomological Institute*.

- Instituto Provincial de Estadísticas y Censos. 2015. "Gran atlas de Misiones." *Provincia de Misiones*, 363.
- Janzen DH, Ataroff M, Farinas M, Reyes S, Rincon N, Soler A, Soriano P, Vera M. 1976. "Changes in the arthropod community along an elevational transect in the venezuelan andes." *Biotropica* 8 (3): 193. <https://doi.org/10.2307/2989685>.
- Jeffery JAL, Clements ACA, Nguyen YT, Nguyen LH, Tran SH, Le NT, Vu NS, Ryan PA, Kay BH. 2012. "Water level flux in household containers in vietnam - a key determinant of *Aedes aegypti* population dynamics." *PLoS ONE* 7 (7): 1–6. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039067>.
- Johnson BW, Chambers TV, Crabtree MB, Filippis ANB, Vilarinhos PTR, Resende MC, Macoris MLG, Miller BR. 2002. "Vector competence of brazilian *Aedes aegypti* and *Ae. albopictus* for a brazilian yellow fever virus isolate." *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene* 96 (6): 611–13. [https://doi.org/10.1016/S0035-9203\(02\)90326-3](https://doi.org/10.1016/S0035-9203(02)90326-3).
- Joy JE, Sullivan SN. 2005. "Occurrence of tire inhabiting mosquito larvae in different geographic regions of west virginia." *J Am Mosq Control Assoc* 21 (4): 380–86. [https://doi.org/10.2987/8756-971X\(2006\)21\[380:OOTIML\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2987/8756-971X(2006)21[380:OOTIML]2.0.CO;2).
- Juliano SA. 1998. "Species introduction and replacement among mosquitoes: interspecific resource competition or apparent competition?" *Ecology* 79 (1): 255–68.
- Juliano SA. 2009. "Species Interactions Among Larval Mosquitoes: Context Dependence Across Habitat Gradients." *Annual Review of Entomology* 54 (1): 37–56. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.54.110807.090611>.
- Juliano SA. 2010. "Coexistence, Exclusion, or Neutrality? A Meta-Analysis of Competition between *Aedes Albopictus* and Resident Mosquitoes." *Israel Journal of Ecology & Evolution* 56 (3–4): 325–51. <https://doi.org/10.1560/IJEE.55.3-4.325>.
- Juliano SA, Lounibos LP, Nishimura N, and Greene K. 2010. "Your worst enemy could be your best friend: predator contributions to invasion resistance and persistence of natives." *Oecologia* 162 (3): 709–18. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1475-x>.
- Juliano SA, Lounibos LP, O'Meara GF. 2004. "A field test for competitive effects of *Aedes albopictus* on *A. aegypti* in south Florida: differences between sites of coexistence and exclusion?" *Oecologia* 139 (4): 583–93. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1532-4>.
- Juliano SA, O'Meara GF, Morrill JR, Cutwa MM. 2002. "Desiccation and thermal tolerance of eggs and the coexistence of competing mosquitoes." *Oecologia* 130 (3): 458–69. <https://doi.org/10.1007/s004420100811>.

- Juliano SA, O'Meara GF, Cutwa MM. 2010. "Competing mosquitoes" 130 (3): 458–69. <https://doi.org/10.1007/s004420100811>. Desiccation.
- Kesavaraju B, Juliano SA. 2004. "Differential behavioral responses to water-borne cues to predation in two container-dwelling mosquitoes." *Annals of the Entomological Society of America* 97 (1): 194–201. [https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2004\)097\[0194:DBRTWC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-8746(2004)097[0194:DBRTWC]2.0.CO;2).
- Kesavaraju B, Juliano SA. 2008. "Behavioral responses of *Aedes albopictus* to a predator are correlated with size-dependent risk of predation." *Annals of the Entomological Society of America* 101 (6): 1150–53. <https://doi.org/10.1603/0013-8746-101.6.1150>.
- Kesavaraju B, Afify A, Gaugler R. 2012. "Strain specific differences in intraspecific competition in *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae)." *Journal of Medical Entomology* 49 (5): 988–92. <https://doi.org/10.1603/ME11245>.
- Kesavaraju B, Khan DF, Gaugler R. 2011. "Behavioral differences of invasive container-dwelling mosquitoes to a native predator." *Journal of Medical Entomology* 48 (3): 526–32. <https://doi.org/10.1603/ME10200>.
- Kotsakiozi P, Richardson JB, Pichler V, Favia G, Martins AJ, Urbanelli S, Armbruster PA, Caccone A. 2017. "Population genomics of the asian tiger mosquito, *Aedes albopictus*: insights into the recent worldwide invasion." *Ecology and Evolution* 7 (23): 10143–57. <https://doi.org/10.1002/ece3.3514>.
- Kraemer MUG, Sinka ME, Duda KA, Mylne A, Shearer FM, Brady OJ, Messina JP, et al. 2015. "The global compendium of *Aedes aegypti* and *Ae. albopictus* occurrence." *Scientific Data* 2: 150035. <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.35>.
- Kraemer MUG, Sinka ME, Duda KA, Mylne A, Shearer FM, Barker CM, Moore CG, et al. 2015. "The global distribution of the arbovirus vectors *Aedes aegypti* and *Ae. albopictus*." *eLife* 4: 1–18. <https://doi.org/10.7554/eLife.08347>.
- Leahy MG, Craig GB. 1967. "Barriers to hybridization between *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* (diptera: culicidae)." *Evolution* 21 (1): 41. <https://doi.org/10.2307/2406739>.
- Leisnham PT, Lounibos LP, O'Meara GF, Juliano SA. 2009. "Interpopulation divergence in competitive interactions of the mosquito *Aedes albopictus*." *Ecology* 90 (9): 2405–13. <https://doi.org/10.1890/08-1569.1>.
- Leisnham PT, Juliano SA. 2010. "Interpopulation differences in competitive effect and response of the mosquito *Aedes aegypti* and resistance to invasion by a superior competitor." *Oecologia* 164 (1): 221–30. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1624-2>.
- Lester PJ, Pike AJ. 2003. "Container surface area and water depth influence the population dynamics of the mosquito *Culex pervigilans* (Diptera: Culicidae) and its associated predators in new zealand." *Journal of Vector Ecology : Journal of*

the Society for Vector Ecology 28 (2): 267–74.

- Lima-Camara TN, Honório NA, Lourenço-de-Oliveira R. 2006. “Frequência e distribuição espacial de *Aedes aegypti* e *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) no Rio de Janeiro, Brasil.” *Cad. Saúde Pública* 22 (10): 2079–84.
- Livdahl TP, Sugihara G. 1984. “Non-Linear Interactions of Populations and the Importance of Estimating Per Capita Rates of Change.” *The Journal of Animal Ecology* 53 (2): 573. <https://doi.org/10.2307/4535>.
- Lizuain AA, Leporace M, Santini MS, Utgés ME, Schweigmann N. 2019. “Update on the distribution of *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) in Misiones, Argentina.” *Revista Do Instituto de Medicina Tropical de Sao Paulo* 61. <https://doi.org/10.1590/s1678-9946201961046>.
- Lopes J, Da Silva MN, Borsato AM, De Oliveira Vania VDRB, De Oliveira FJ. 1993. “*Aedes (Stegomyia) aegypti* L. e a culicideofauna associada em área urbana da região Sul , Brasil.” *Revista de Saúde Pública* 27 (5): 326–33. <https://doi.org/10.1590/S0034-89101993000500002>.
- Lounibos L, Campos R. 2002. “Investigaciones recientes sobre *Toxorhynchites rutilus* (Diptera: Culicidae) con referencia al control biológico de mosquitos habitantes en recipientes.” *Entomotrópica: Revista Internacional Para El Estudio de La Entomología Tropical* 17 (2): 145–56.
- Lounibos LP. 2002. “Invasions by insect vectors of human disease.” *Annual Review of Entomology* 47: 233:266.
- Lounibos LP, Escher RL, Lourenço-De-Oliveira R. 2003. “Asymmetric evolution of photoperiodic diapause in temperate and tropical invasive populations of *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae).” *Annals of the Entomological Society of America* 96(4):512–18. [https://doi.org/10.1603/00138746\(2003\)096\[0512:AEOPDI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/00138746(2003)096[0512:AEOPDI]2.0.CO;2).
- Lounibos, LP, Escher RL, Nishimura N. 2011. “Retention and Adaptiveness of Photoperiodic Egg Diapause In Florida Populations of Invasive *Aedes albopictus*.” *Journal of the American Mosquito Control Association* 27 (4): 433–36. <https://doi.org/10.2987/11-6164.1>.
- Lounibos LP, O’meara GF, Escher RL, Nishimura N, Cutwa M, Nelson T, Campos RE, Juliano SA. 2001. “Testing predictions of displacement of native aedes by the invasive asian tiger mosquito *Aedes albopictus* in florida, USA.” *Biological Invasions* 3 (2): 151–66. <https://doi.org/10.1023/A:1014519919099>.
- Lounibos LP, Bargielowski I, Carrasquilla MC, Nishimura N. 2016. “Coexistence of *Aedes aegypti* and *Aedes Albopictus* (Diptera: Culicidae) in peninsular Florida two decades after competitive displacements.” *Journal of Medical Entomology* 53 (6): 1385–90. <https://doi.org/10.1093/jme/tjw122>.
- Lounibos LP, Suárez S, Menéndez Z, Nishimura N, Escher RL, O’Connell SM, Rey JR.

2002. "Does temperature affect the outcome of larval competition between *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus*?" *Journal of Vector Ecology* 27 (1): 86–95. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12125878>.
- Lozovei AL, Chahad S. 1997. "Estimativa da procriação de mosquitos imaturos em floreiras de um cemitério de Curitiba, Paraná - Brasil." *Arq. Biol. Tecnol.* 40 (2) (March): 425–33.
- Lüdecke D, Makowski D, Waggoner P, Patil I. 2020. "Performance: assessment of regression models performance." *R Package Version 0.4.7*.
- Macan TT. 1961. "Factors that limit the range of freshwater animals." *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 36: 151–98. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185x.1961.tb01582.x>.
- Madeira NG, Macharelli CA, Carvalho RL. 2002. "Variation of the oviposition preferences of *Aedes aegypti* in function of substratum and humidity." *Memorias Do Instituto Oswaldo Cruz* 97 (3): 415–20. <https://doi.org/10.1590/S0074-02762002000300025>.
- Mangudo C, Aparicio JP, Rossi GC, Gleiser RM. 2018. "Tree hole mosquito species composition and relative abundances differ between urban and adjacent forest habitats in northwestern Argentina." *Bulletin of Entomological Research* 108 (2): 203–12. <https://doi.org/10.1017/S0007485317000700>.
- Martins VEP, de Alencar CHM, Gomes Facó PE, Dutra RF, Alves CR, Soares Pontes RJ, Florindo Guedes MI. 2010. "Spatial distribution and breeding site characteristics of *Aedes albopictus* and *Aedes aegypti* in Fortaleza, State of Ceará." *Revista Da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical* 43 (1): 73–77. <https://doi.org/10.1590/s0037-86822010000100016>.
- Messina JP, Kraemer MUG, Brady OJ, Pigott DM, Shearer FM, Weiss DJ, Golding N, et al. 2016. "Mapping global environmental suitability for zika virus." *ELife* 5: 1–19. <https://doi.org/10.7554/eLife.15272>.
- Micieli MV, García JJ, Achinelly MF, Martí GA. 2004. "Dinámica poblacional de los estadios inmaduros del vector del dengue *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae): un estudio longitudinal (1996-2000)." *Revista de Biología Tropical* 54 (3): 979. <https://doi.org/10.15517/rbt.v54i3.14077>.
- Micieli MV, Campos RE. 2003. "Oviposition activity and seasonal pattern of a population of *Aedes (Stegomyia) aegypti* (L.) (Diptera: Culicidae) in subtropical Argentina." *Memorias Do Instituto Oswaldo Cruz* 98 (5): 659–63. <https://doi.org/10.1590/S0074-02762003000500013>.
- Millado JBH, Sumalde AC. 2018. "Voracity and prey preference of philippine population of *Toxorhynchites splendens* wiedemann (Diptera: Culicidae) among *Aedes* spp (Diptera: Culicidae) and *Culex quinquefasciatus* Say (Diptera: Culicidae)." *Southeast Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health* 49 (2):

240–50.

- Mogi M, Miyagi I, Abadi K, Syafruddin. 1996. "Inter- and intraspecific variation in resistance to desiccation by adult *Aedes* (*Stegomyia*) spp. (Diptera: Culicidae) from Indonesia." *Journal of Medical Entomology* 33 (1): 53–57. <https://doi.org/10.1093/jmedent/33.1.53>.
- Moore CG, Fisher BR. 1969. "Competition in mosquitoes. Density and species ratio effects on growth, mortality, fecundity, and production of growth retardant." *Annals of the Entomological Society of America* 62 (6): 1325–31. <https://doi.org/10.1093/aesa/62.6.1325>.
- Moran VC, Southwood TRE. 1982. "The guild composition of arthropod communities in trees." *The Journal of Animal Ecology* 51 (1): 289. <https://doi.org/10.2307/4325>.
- Multini LC, Wilke ABB, Suesdek L, Marrelli MT. 2016. "Population genetic structure of *Aedes fluviatilis* (Diptera: Culicidae)." *PLoS ONE* 11 (9): 4–9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162328>.
- Murrell EG, Juliano SA 2008. "Detritus type alters the outcome of interspecific competition between *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae)." *Journal of Medical Entomology* 45(3):375–83. <https://doi.org/10.1093/jmedent/45.3.375>.
- Nasci RS, Hare SG, Willis FS. 1989. "Interspecific mating between Louisiana strains of *Aedes albopictus* and *Aedes aegypti* in the field and laboratory." *Journal of the American Mosquito Control Association* 5 (3): 416–21.
- Nawrocki SJ, Hawley WA. 1987. "Estimation of the northern limits of distribution of *Aedes albopictus* in North America." *Journal of American Mosquito Control Association* 3 (2): 314–17. http://www.biodiversitylibrary.org/content/part/JAMCA/JAMCA_V03_N2_P314-317.pdf.
- Nelson M. 1986. "*Aedes aegypti*: biology and ecology." *Pan American Health Organization*.
- Nitzu E, Nae A, Băncilă R, Popa I, Giurginca A, Plăiașu R. 2014. "Scree habitats: ecological function, species conservation and spatial-temporal variation in the arthropod community." *Systematics and Biodiversity* 12 (1): 65–75. <https://doi.org/10.1080/14772000.2013.878766>.
- Nsoesie EO, Kraemer MUG, Golding N, Pigott DM, Brady OJ, Moyes CL, Johansson MA, et al. 2016. "Global distribution and environmental suitability for chikungunya virus, 1952 to 2015." *Eurosurveillance* 21 (20): 1–12. <https://doi.org/10.2807/1560-7917.ES.2016.21.20.30234>.
- O'Meara GF, Evans LF, Gettman AD, Cuda JP. 1995. "Spread of *aedes albopictus* and

- decline of *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) in Florida." *Journal of Medical Entomology* 32: 554–62. <https://doi.org/10.1093/jmedent/32.4.554>.
- Oduola AO, Olojede JB, Oyewole IO, Otubanjo OA, Awolola TS. 2013. "Abundance and diversity of *Anopheles* species (Diptera: Culicidae) associated with malaria transmission in human dwellings in rural and urban communities in oyo state, southwestern Nigeria." *Parasitology Research* 112 (10): 3433–39. <https://doi.org/10.1007/s00436-013-3522-0>.
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, Mcglinn D, Minchin PR, et al. 2019. "Vegan: community ecology package. R Package Version 2.4-2." *Community Ecology Package* 2.5-6: 1–296. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>.
- Oyarzabal M, Clavijo J, Oakley L, Biganzoli F, Tognetti P, Barberis I, Maturo HM, et al. 2018. "Unidades de vegetación de La Argentina." *Ecología Austral* 28 (1): 040–063. <https://doi.org/10.25260/ea.18.28.1.0.399>.
- Packer MJ, Corbet PS. 1989. "Size variation and reproductive success of female *Aedes punctor* (Diptera: Culicidae)." *Ecological Entomology* 14 (3): 297–309. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1989.tb00960.x>.
- Pavlovich SG, Rockett CL. 2000. "Color, bacteria, and mosquito eggs as ovipositional attractants for *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae)." *Great Lakes Entomologist* 33 (2): 141–53.
- Pereira-Dos-Santos T, Roiz D, Lourenço-De-Oliveira R, Paupy C. 2020. "A systematic review: is *Aedes albopictus* an efficient bridge vector for zoonotic arboviruses?" *Pathogens* 9 (4): 1–24. <https://doi.org/10.3390/pathogens9040266>.
- Ponce G, Flores AE, Badii MH, Fernández I. 2004. "Bionomía de *Aedes albopictus* (Skuse)." *Revista Salud Pública y Nutrición* 5 (2).
- Quinn GP, Keough MJ. 2002. "Experimental design and data analysis for biologists." pp. 277. *Cambridge University Press*. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511806384>.
- R Core Team. 2020. "R: a language and environment for statistical computing." *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*. URL [Http://www.r-project.org/](http://www.r-project.org/).
- Reinhold JM, Lazzari CR, Lahondère C. 2018. "Effects of the environmental temperature on *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* mosquitoes: a review." *Insects* 9 (4). <https://doi.org/10.3390/insects9040158>.
- Reiskind MH, Lounibos LP. 2013. "Spatial and temporal patterns of abundance of *Aedes aegypti* L. (*Stegomyia aegypti*) and *Aedes albopictus* (Skuse) [*Stegomyia albopictus* (Skuse)] in southern Florida." *Medical and Veterinary Entomology* 27 (4): 421–29. <https://doi.org/10.1111/mve.12000>.

- Reiskind MH, Zarrabi AA. 2012. "Water surface area and depth determine oviposition choice in *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae)." *Journal of Medical Entomology* 49 (1): 71–76.
- Reiter P, Sprenger D. 1987. "The used tire trade: a mechanism for the worldwide dispersal of container breeding mosquitoes." *Journal of the American Mosquito Control Association* 3 (3): 494–501. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/2904963>.
- Reiter P. 1998. "*Aedes albopictus* and the world trade in used tires, 1988-1995: the shape of things to come?" *Journal of the American Mosquito Control Association* 14 (1): 83–94.
- Rey JR, Lounibos P. 2015. "Ecología de *Aedes aegypti* y *Aedes albopictus* en América y la transmisión de enfermedades." *Biomédica* 35(2). <https://doi.org/10.7705/biomedica.v35i2.2514>.
- Rey JR, Nishimura N, Wagner B, Braks MAH, O'Connell SM, Lounibos LP. 2006. "Habitat segregation of mosquito arbovirus vectors in south Florida." *Journal of Medical Entomology* 43 (6): 1134–41. [https://doi.org/10.1603/0022-2585\(2006\)43\[1134:HSOMAV\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0022-2585(2006)43[1134:HSOMAV]2.0.CO;2).
- Rey JR, O'Connell SM. 2014. "Oviposition by *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus*: influence of congeners and of oviposition site characteristics" *Journal of Vector Ecology*. 39: 190–96.
- Ripley B, Venables B, Bates DM, Firth D, Ripley MB. 2020. "Package ' MASS .'"
- Roiz D, Eritja R, Escosa R, Lucientes J, Marquès E, Melero-Alcíbar R, Ruiz S, Molina R. 2007. "A survey of mosquitoes breeding in used tires in Spain for the detection of imported potential vector species." *Journal of Vector Ecology: Journal of the Society for Vector Ecology* 32 (1): 10–15. [https://doi.org/10.3376/1081-1710\(2007\)32\[10:ASOMBI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3376/1081-1710(2007)32[10:ASOMBI]2.0.CO;2).
- Romeo Aznar V, Alem I, De Majo MS, Byttebier B, Solari HG, Fischer S. 2018. "Effects of scarcity and excess of larval food on life history traits of *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae)." *Journal of Vector Ecology* 43(1):117–24. <https://doi.org/10.1111/jvec.12291>.
- Rossi GC, Martinez ;. 2003. "Mosquitos (Diptera: Culicidae) del Uruguay." *Entomol. Vect.* 10 (4): 469–78. <https://doi.org/web.ugf.br/editora>.
- Rossi, GC. 2015. "Annotated checklist, distribution, and taxonomic bibliography of the mosquitoes (Insecta: Diptera: Culicidae) of Argentina." *Check List* 11 (4). <https://doi.org/10.15560/11.4.1712>.
- Rossi GC, Almirón WR. 2004. "Clave ilustrada para la identificación de larvas de mosquitos de interés sanitario encontradas en criaderos artificiales en la Argentina." *Serie Enfermedades Transmisibles de Mundo Sano*. Monografía (5): 54.

- Rossi GC, Lestani EA, D’Oria MJ. 2006. “Nuevos registros y distribución de mosquitos de la Argentina (Diptera: Culicidae)” *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 65: 51–56.
- Rossi GC, Pascual NT, Krsticevic FJ. 1999. “First record of *Aedes albopictus* (Skuse) from Argentina.” *Journal of the American Mosquito Control Association* 15 (3): 422. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10480134>.
- Rubio A, Bellocq MI, Vezzani D. 2012. “Community structure of artificial container-breeding flies (Insecta: Diptera) in relation to the urbanization level.” *Landscape and Urban Planning* 105 (3): 288–95. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.01.009>.
- Rubio A, Cardo MV, Vezzani D. 2011. “Tire-breeding mosquitoes of public health importance along an urbanisation gradient in Buenos Aires, Argentina.” *Memorias Do Instituto Oswaldo Cruz* 106 (6): 678–84. <https://doi.org/10.1590/S0074-02762011000600006>.
- Rubio A, Cardo MV, Vezzani D, Carbajo AE. 2020. “*Aedes aegypti* spreading in South America: new coldest and southernmost records.” *Memorias Do Instituto Oswaldo Cruz* 115 (4): 1–4. <https://doi.org/10.1590/0074-02760190496>.
- Rubio A, Vezzani D. 2011. “Cubiertas de auto abandonadas como sitios de cría de *Culex eduardoi* (Diptera: Culicidae) en el Parque Provincial Pereyra Iraola, Provincia de Buenos Aires.” *Revista de La Sociedad Entomológica Argentina* 70 (1–2): 119–22. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0373-56802011000100012&lng=en&nrm=iso&tlng=en.
- Rueda LM. 2004. “Pictorial keys for the identification of mosquitoes (Diptera: Culicidae) associated with dengue virus transmission.” *Zootaxa* 589 (1): 1. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.589.1.1>.
- Saleem M, Fetzer I, Dormann CF, Harms H, Chatzinotas A. 2012. “Predator richness increases the effect of prey diversity on prey yield.” *Nature Communications* 3: 1305–7. <https://doi.org/10.1038/ncomms2287>.
- Santana-Martínez JC, Molina J, Dussán J. 2017. “Asymmetrical competition between *Aedes aegypti* and *Culex quinquefasciatus* (Diptera: Culicidae) coexisting in breeding sites.” *Insects* 8 (4). <https://doi.org/10.3390/insects8040111>.
- Santos, José Junior dos, Nádia Kroth, Jennifer A. Breaux, and Daniel Albeny-Simões. 2018. “Do Container Size and Predator Presence Affect *Culex* (Diptera: Culicidae) Oviposition Preferences?” *Revista Brasileira de Entomologia* 62 (1): 40–45. <https://doi.org/10.1016/j.rbe.2017.11.002>.
- Savage HM, Smith GC. 1995. “*Aedes albopictus* y *Aedes aegypti* en las Américas: implicaciones para la transmisión de arbovirus e identificación de hembras adultas dañadas.” *Bol Oficina Sanit Panam* 6 (118).
- Schweigmann N, Vezzani D, Orellano P, Kuruc J, Boffi R. 2004. “*Aedes albopictus* in an

- area of Misiones, Argentina". *Rev Saúde Pública*. 38 (1): 2003–5. <https://doi.org/10.1590/S0034-89102004000100020>.
- Scott TW, Clark GG, Lorenz LH, Amerasinghe PH, Reiter P, Edman JD. 1993. "Detection of multiple blood feeding in *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) during a single gonotrophic cycle using a histologic technique." *Journal of Medical Entomology* 30 (1): 94–99. <https://doi.org/10.1093/jmedent/30.1.94>.
- Serpa LL, Monteiro Marques GR, De Lima A, Voltolini J, De Arduino M, Barbosa G, Andrade V, De Lima VL. 2013. "Study of the distribution and abundance of the eggs of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* according to the habitat and meteorological variables, Municipality of São Sebastião, São Paulo State, Brazil." *Parasites & Vectors* 6 (1): 321. <https://doi.org/10.1186/1756-3305-6-321>.
- Shin D, O'Meara GF, Civana A. 2019. "Size of openings in water-holding containers: impact on oviposition by *Culex* (*Culex*) mosquitoes." *Insects* 10 (9). <https://doi.org/10.3390/insects10090257>.
- Silva JBL, Magalhães Alves D, Bottino-Rojas V, Nunes Pereira T, Ferreira Sorgine MH, Caragata EP, Moreira LA. 2017. "*Wolbachia* and dengue virus infection in the mosquito *Aedes fluviatilis* (Diptera: Culicidae)." *PLoS ONE* 12 (7): 1–16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0181678>.
- Silver JB. 2008a. "Indices of association and species." *Mosquito Ecology: Field Sampling Methods*. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6666-5_17.
- Silver JB. 2008b. "Sampling the larval population." *Mosquito Ecology: Field Sampling Methods* 165 (4193): 137–338. <https://doi.org/10.1038/165378a0>.
- Simard F, Nchoutpouen E, Toto JC, Fontenille D. 2005. "Geographic distribution and breeding site preference of *Aedes albopictus* and *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) in Cameroon, Central Africa." *Journal of Medical Entomology* 42 (5): 726–31.
- Slosek J. 1986. "*Aedes aegypti* mosquitoes in the Americas: a review of their interactions with the human population." *Social Science and Medicine* 23 (3): 249–57. [https://doi.org/10.1016/0277-9536\(86\)90345-X](https://doi.org/10.1016/0277-9536(86)90345-X).
- Sota T, Mogi M. 1992. "Interspecific variation in desiccation survival time of *Aedes* (*Stegomyia*) mosquito eggs is correlated with habitat and egg size." *Oecologia* 90 (3): 353–58. <https://doi.org/10.1007/BF00317691>.
- Sota T, Mogi M, Hayamizu E. 1994. "Habitat stability and the larval mosquito community in treeholes and other containers on a temperate island." *Researches on Population Ecology* 36 (1): 93–104. <https://doi.org/10.1007/BF02515090>.
- Spinsanti L, Díaz LA, Glatstein N, Arselán S, Morales MA, Farías AA, Fabbri C, et al. 2008. "Human outbreak of St. Louis Encephalitis detected in Argentina, 2005." *Journal of Clinical Virology* 42 (1): 27–33. <https://doi.org/10.1016/j.jcv.2007.11.022>.

- Steffan-Dewenter I, Tscharnkte T. 2002. "Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands - a mini review." *Biological Conservation* 104 (3): 275–84. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00192-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00192-6).
- Stein M, Oria GI, Almirón WR, Willener JA. 2005. "Seasonal fluctuation of *Aedes aegypti* in Chaco province, Argentina." *Revista de Saude Publica* 39 (4): 559–64. <https://doi.org/10.1590/s0034-89102005000400007>.
- Stein M, Oria GI, Almirón WR. 2002. "Main breeding-containers for *Aedes aegypti* and associated culicids, Argentina." *Revista de Saude Publica* 36 (5): 627–30. <https://doi.org/10.1590/S0034-89102002000600013>.
- Stein M, Santana M, Galindo LM, Etchepare E, Willener JA, Almirón WR. 2016. "Culicidae (Diptera) community structure, spatial and temporal distribution in three environments of the province of Chaco, Argentina." *Acta Tropica* 156: 57–67. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2015.12.002>.
- Suwonkerd W, Tsuda Y, Takagi M, Wada Y. 1996. "Seasonal occurrence of *Aedes aegypti* and *Ae. albopictus* in used tires in 1992-1994, Chiangmai, Thailand." *Tropical Medicine* 38 (3–4): 101–5. https://doi.org/10.7601/mez.48.22_2.
- Tsuda Y, Suwokerd W, Chawprom S, Prajakwong S, Takagi M. 2006. "Different spatial distribution of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* along an urban–rural gradient and the relating environmental factors examined in three villages in northern Thailand." *Journal of the American Mosquito Control Association* 22 (2): 222–28. [https://doi.org/10.2987/8756-971X\(2006\)22\[222:DSDOAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2987/8756-971X(2006)22[222:DSDOAA]2.0.CO;2).
- Vargas HCM, Farnesi LC, Martins AJ, Valle D, Rezende GL. 2014. "Serosal cuticle formation and distinct degrees of desiccation resistance in embryos of the mosquito vectors *Aedes aegypti*, *Anopheles aquasalis* and *Culex quinquefasciatus*." *Journal of Insect Physiology* 62 (1): 54–60. <https://doi.org/10.1016/j.jinsphys.2014.02.001>.
- Vezzani D, Carbajo AE. 2008. "*Aedes aegypti*, *Aedes albopictus*, and dengue in Argentina: current knowledge and future directions." *Memórias Do Instituto Oswaldo Cruz* 103 (1): 66–74. <https://doi.org/10.1590/S0074-02762008005000003>.
- Vezzani D, Eiras DF, Wisnivesky C. 2006. "Dirofilariasis in Argentina: Historical review and first report of *Dirofilaria immitis* in a natural mosquito population." *Veterinary Parasitology* 136 (3–4): 259–73. <https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2005.10.026>.
- Vezzani D, Velázquez SM, Schweigmann N. 2004. "Seasonal pattern of abundance of *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) in Buenos Aires City, Argentina." *Memorias Do Instituto Oswaldo Cruz* 99 (4): 351–56. <https://doi.org/S0074-02762004000400002>.
- Vinogradova EB. 2007. "Diapause in aquatic insects, with emphasis on mosquitoes."

- Diapause in Aquatic Invertebrates Theory and Human Use*, no. 1987: 83–113. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5680-2_5.
- Weterings R, Umponstira C, Buckley HL. 2014. “Container-breeding mosquitoes and predator community dynamics along an urban-forest gradient: the effects of habitat type and isolation.” *Basic and Applied Ecology* 15 (6): 486–95. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.07.006>.
- WHO. 2011. “Comprehensive guidelines for prevention and control of dengue and dengue haemorrhagic fever.” *WHO Regional Publication SEARO*.
- Wilbur HM. 1997. “Experimental ecology of food webs: complex systems in temporary ponds.” *Ecology* 78 (8): 2279. <https://doi.org/10.2307/2265892>.
- Yanoviak SP. 1999. “Effects of leaf litter species on macroinvertebrate properties community and mosquito tree hole microcosms yield in neotropical tree hole microcosms.” *Oecologia* 120: 147–55.
- Yanoviak SP. 2001. “Predation, resource availability, and community structure in neotropical water-filled tree holes.” *Oecologia* 126 (1): 125–33. <https://doi.org/10.1007/s004420000493>.
- Yap HH, Lee CY, Chong NL, Foo AES, Lim MP. 1995. “Oviposition site preference of *Aedes albopictus* in the laboratory.” *Journal of the American Mosquito Control Association* 11 (1): 128–32. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/7616179>.
- Yee DA, Allgood D, Kneitel JM, Kuehn KA. 2012. “Constitutive differences between natural and artificial container mosquito habitats: vector communities, resources, microorganisms, and habitat parameters.” *Journal of Medical Entomology* 49 (3): 482–91. <https://doi.org/10.1603/ME11227>.
- Yee DA, Kesavaraju B, Juliano SA. 2004. “Interspecific differences in feeding behavior and survival under food-limited conditions for larval *Aedes albopictus* and *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae).” *Annals of the Entomological Society of America* 97 (4): 720–28. [https://doi.org/10.1603/0013-746\(2004\)097\[0720:IDIFBA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0013-746(2004)097[0720:IDIFBA]2.0.CO;2).
- Yee DA. 2008. “Tires as habitats for mosquitoes: a review of studies within the eastern united states.” *Journal of Medical Entomology* 45 (4): 581–93. [https://doi.org/10.1603/0022-2585\(2008\)45\[581:TAHFMA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0022-2585(2008)45[581:TAHFMA]2.0.CO;2).
- Yee DA, Kesavaraju B, Juliano SA. 2004. “Larval feeding behavior of three co-occurring species of container mosquitoes.” *Journal of Vector Ecology* 29 (2): 315–22.
- Yee DA, Kneitel JM, Juliano SA. 2010. “Environmental correlates of abundances of mosquito species and stages in discarded vehicle tires.” *Journal of Medical Entomology* 47 (1): 53–62. <https://doi.org/10.1603/033.047.0107>.
- Zanotti G, De Majo MS, Alem I, Schweigmann N, Campos RE, Fischer S. 2015. “New records of *Aedes aegypti* at the southern limit of its distribution in Buenos Aires

province, Argentina.” *Journal of Vector Ecology* 40 (2): 408–11.

Zuharah WF, Fadzly N, Yusof NA, Dieng H, Ni X. 2015. “Risky behaviors: effects of *Toxorhynchites splendens* (Diptera: Culicidae) predator on the behavior of three mosquito species.” *Journal of Insect Science* 15 (1): 1–7. <https://doi.org/10.1093/jisesa/iev115>.

Zuur AF, Ieno EN, Walker N, Saveliev AA, Smith GM. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. *Journal of Chemical Information and Modeling*. Vol. 53. Statistics for Biology and Health. New York, NY: Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>.

ANEXO

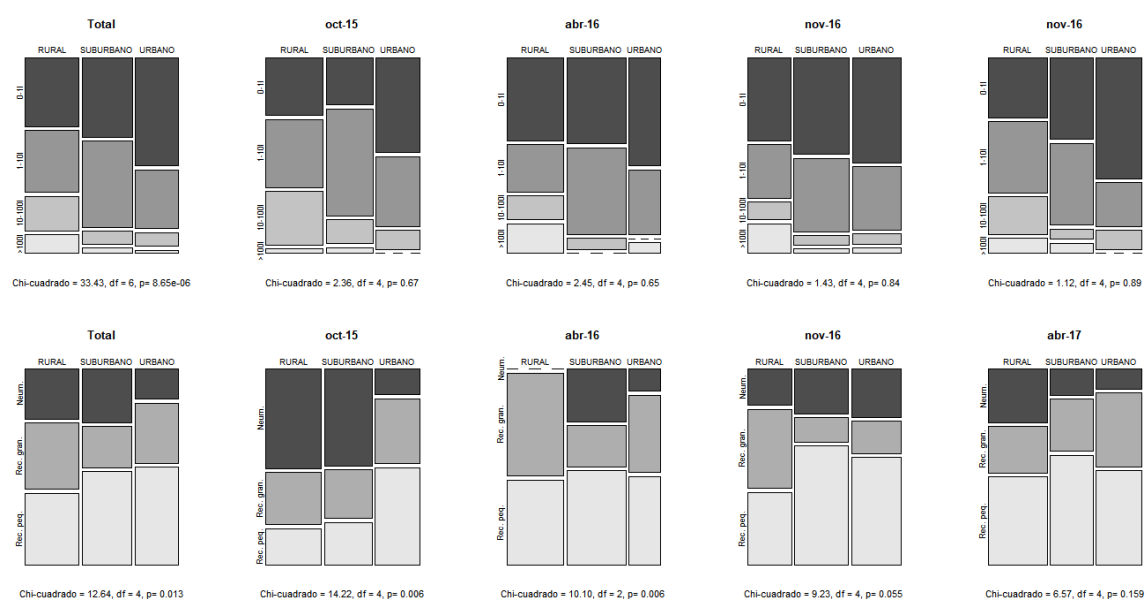


Figura 1. Proporción de criaderos según tipo de recipiente y categoría de volumen en todo el periodo (Total) y en cada mes (oct-15, abr-16, nov-16, abr-17) evaluado.

	Tipo de recipiente	N	aeg	qui	alb	flu	dur	cor	api	big	bre	tox	ano
Colonia Aurora (Rural)	Neumático	39	48	730	184	239	0	82	0	80	0	0	1
	Recipiente plástico	15	74	148	202	32	47	0	58	0	29	0	0
	Bajomaceta	26	131	9	104	103	0	0	0	10	0	0	0
	Balde	18	107	306	313	282	7	8	1	2	0	0	0
	Depósito de agua	28	174	637	221	202	0	53	32	13	31	2	3
	Lata	4	6	60	28	11	0	0	0	0	0	0	0
	Elementos de cocina	5	27	0	129	0	0	0	0	1	0	0	0
	Bebedero	4	22	1	23	2	0	0	0	0	0	0	0
	Botella	3	15	6	7	4	0	0	0	0	0	0	0
	Lona	1	0	9	0	0	0	0	4	0	0	1	0
	Otro	4	24	81	49	0	0	9	2	1	0	0	0
	s/d	2	23	61	7	1	0	0	0	0	0	0	0
	Subtotal	149	651	2048	1267	876	54	152	97	107	60	3	4
Eldorado (Suburbano)	Neumático	39	2225	210	306	94	191	0	0	0	0	19	0
	Recipiente plástico	20	359	105	144	0	47	0	1	0	0	1	0
	Bajomaceta	10	309	3	114	3	0	0	0	0	0	0	0
	Balde	12	650	791	41	164	0	0	32	0	0	0	0
	Depósito de agua	10	1322	118	0	283	0	10	0	0	0	0	0
	Lata	13	425	118	129	3	1	0	0	0	0	0	0
	Elementos de cocina	14	592	9	30	20	21	0	0	0	0	1	0
	Bebedero	12	448	27	12	0	0	0	0	0	0	0	0
	Botella	1	38	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Lona	5	205	169	7	11	5	9	0	0	0	0	0
	Otro	1	147	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	s/d	2	181	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Subtotal	139	6901	1550	784	578	265	19	33	0	0	21	0
Eldorado (Urbano)	Neumático	19	798	279	25	91	0	0	27	0	0	0	0
	Recipiente plástico	29	582	213	67	0	79	0	0	0	0	1	0
	Bajomaceta	20	853	2	113	0	58	0	0	0	0	0	0
	Balde	23	1615	245	93	1	1	10	23	0	0	0	0
	Depósito de agua	6	173	898	18	0	0	40	0	0	0	0	0
	Lata	13	505	81	12	8	0	0	0	0	0	0	0
	Elementos de cocina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Bebedero	1	6	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Botella	8	34	0	2	0	82	0	0	0	0	0	0
	Lona	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Otro	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Subtotal	119	4566	1727	330	100	220	50	50	0	0	1	0
	Total	407	12118	5325	2381	1554	539	221	180	107	60	25	4

Tabla 1. Individuos recolectados de *Ae. aegypti* (aeg), *Cx. quinquefasciatus* (qui), *Ae. albopictus* (alb), *Ae. fluviatilis* (flu), *Li. durhamii* (dur), *Cx. coronator* (cor), *Cx. apicinus* (api), *Lt. bigoti* (big), *Cx. brethesi* (bre), *Toxorhynchites* spp. (tox) y *Anopheles* spp. (ano) por zona de muestreo [Colonia Aurora (Rural), Eldorado (Suburbano/vegetado) y Eldorado (Urbano)] y tipo de recipiente.

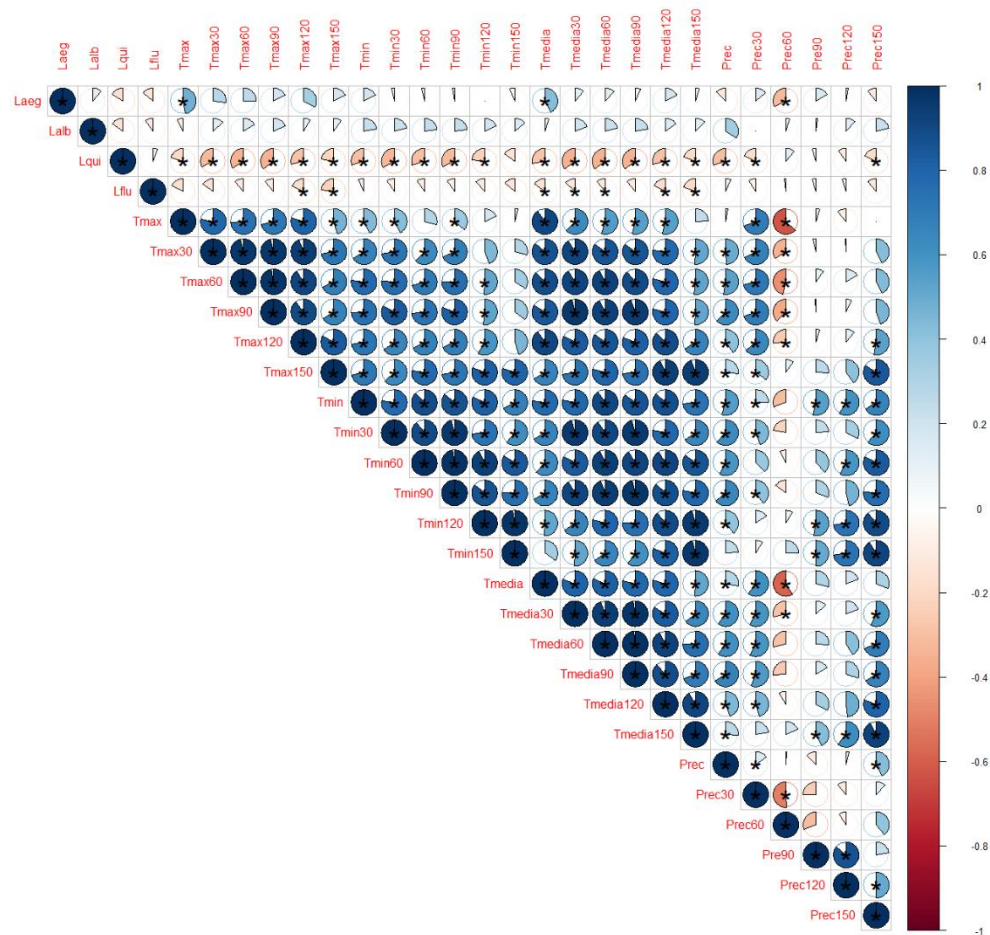


Figura 2. Correlograma de variables explicativas continuas para los modelos de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* en criaderos. Los asteriscos indican una correlación significativa ($p < 0,01$).

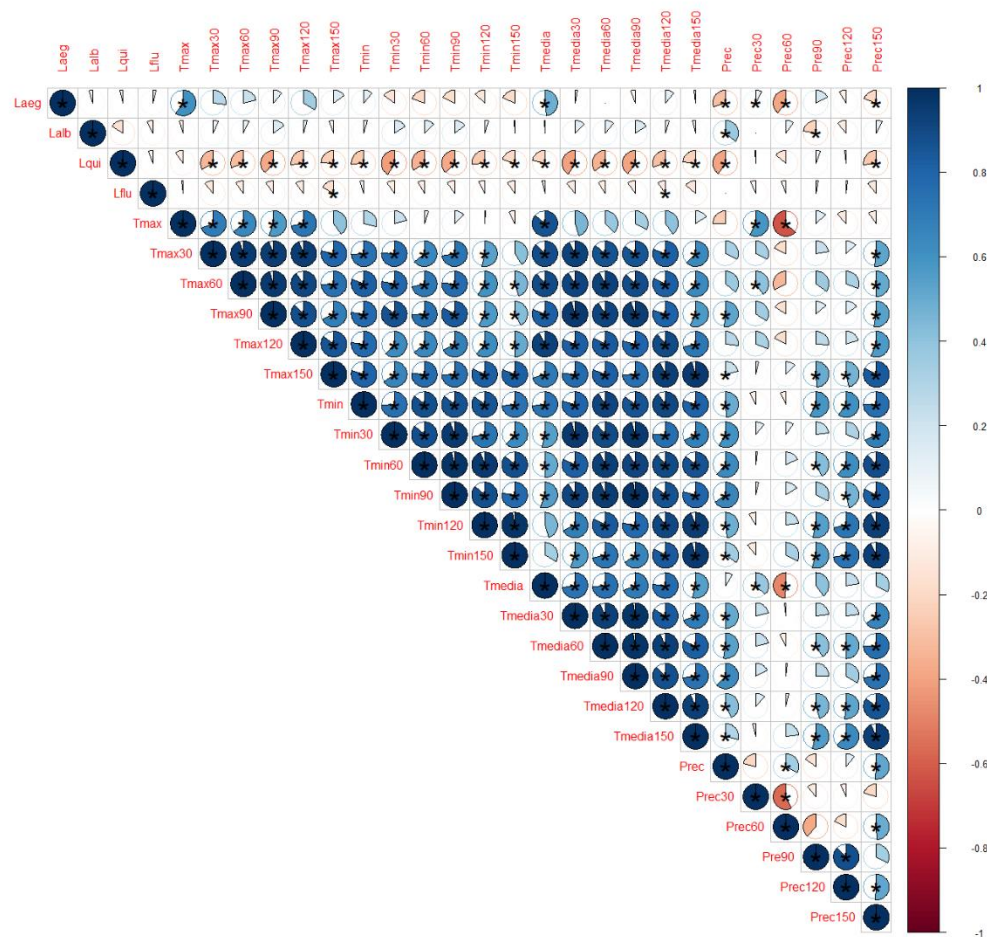


Figura 3. Correlograma de variables explicativas continuas para el modelo de *Ae. fluviatilis* en criaderos. Los asteriscos indican una correlación significativa ($p < 0,01$).

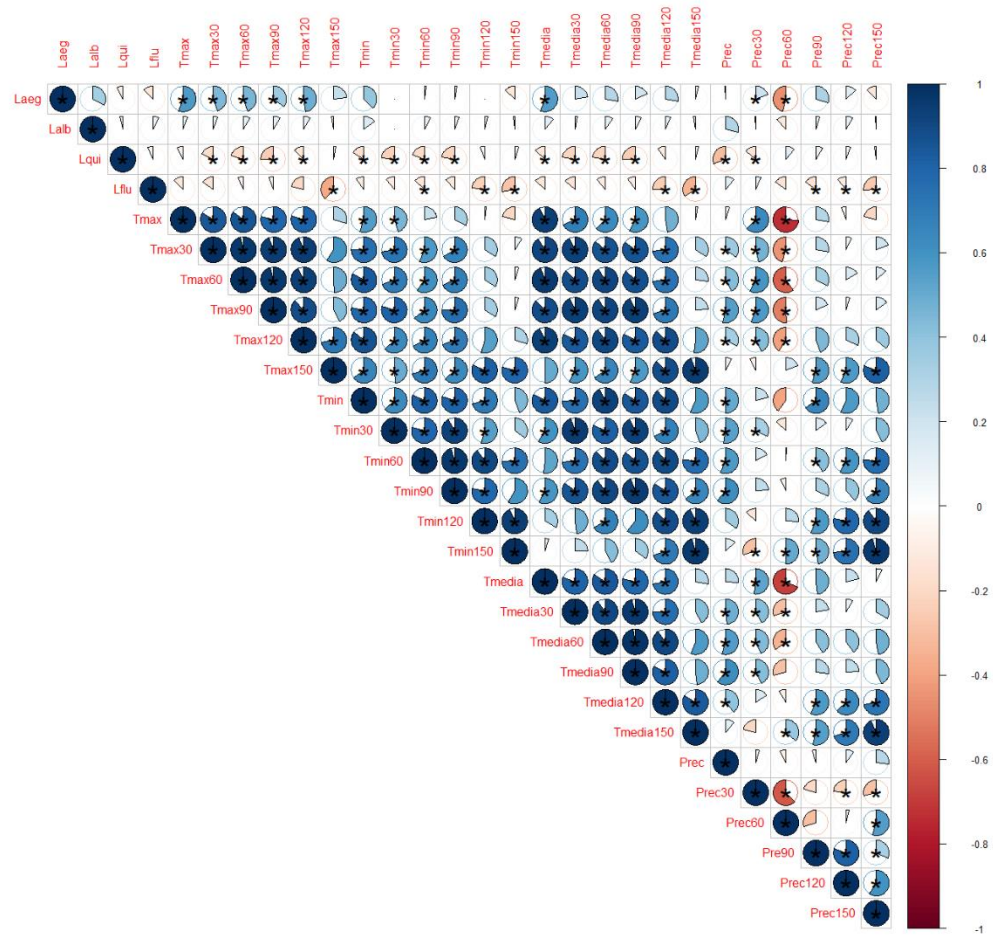


Figura 4. Correlograma de variables explicativas continuas para el modelo de *Cx. quinquefasciatus* en criaderos. Los asteriscos indican una correlación significativa ($p < 0,01$).

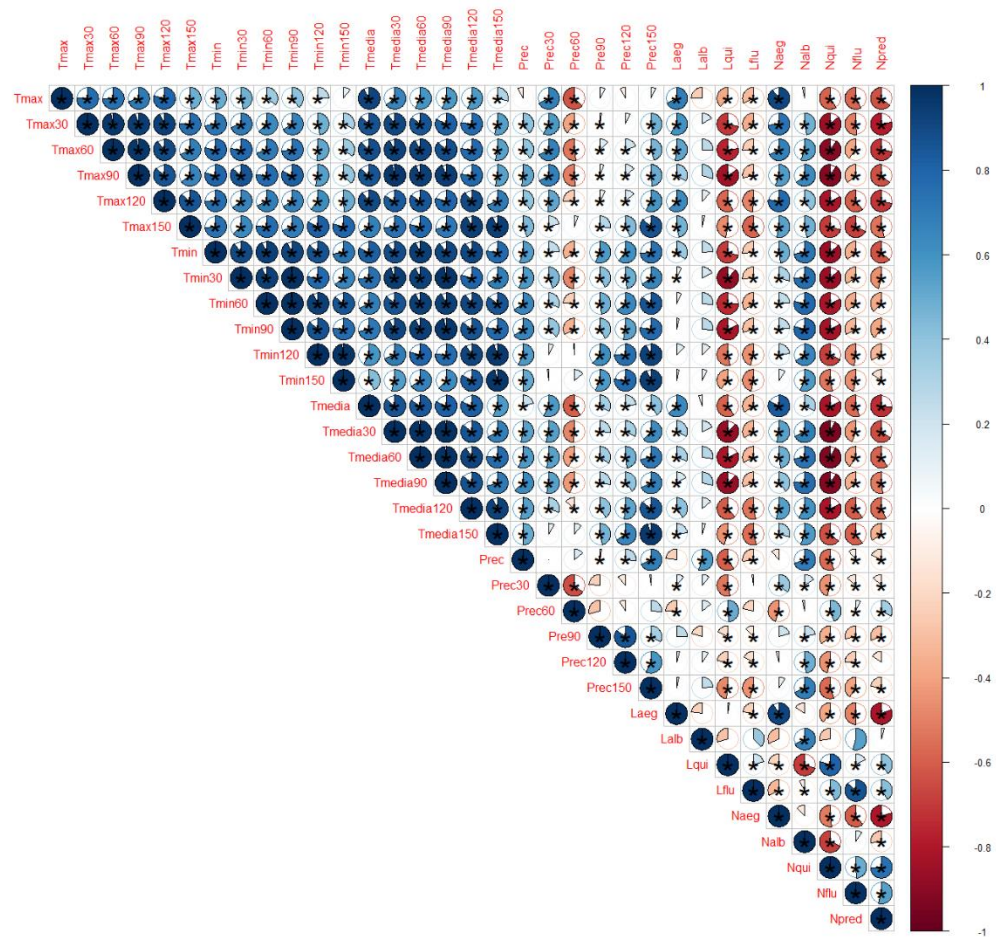


Figura 5. Correlograma de variables explicativas continuas para de los modelos del IR, IV, IB, Abundancia y número de pupas de *Ae. albopictus* y *Ae. aegypti* en ambientes. Los asteriscos indican una correlación significativa ($p < 0,01$).



Figura 6. Registro fotográfico de algunos criaderos evaluados.