



UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA
Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales
Carrera de Ciencias Biológicas

**Efecto de las coberturas del paisaje sobre la
abundancia espacio-temporal de *Lutzomyia
longipalpis* y *Migonemyia migonei* (Diptera:
Psychodidae: Phlebotominae) en la ciudad de
Corrientes, Argentina.**

Tesinista: Martín, Mía Elisa

Firma:

Directora: Dra. Estallo, Elizabet Lilia

Firma:

Co-directora: Dra. Stein, Marina

Firma:



I I B Y T

**Lugar de Trabajo: Instituto de Investigaciones Biológicas y Tecnológicas
(CONICET-Universidad Nacional de Córdoba). Centro de
Investigaciones Entomológicas de Córdoba.**

Abril, 2019

Efecto de las coberturas del paisaje sobre la abundancia espacio-temporal de *Lutzomyia longipalpis* y *Migonemyia migonei* (Diptera: Psychodidae: Phlebotominae) en la ciudad de Corrientes, Argentina.

Tribunal examinador:

Dr. Andrés VISINTIN..... Firma:.....

Dr. Francisco LUDUEÑA ALMEIDA.....Firma:.....

Dra. Gisela BAZZANO.....Firma:.....

Calificación:.....

Fecha:.....

ÍNDICE

RESUMEN.....	4
INTRODUCCIÓN.....	6
Vectores.....	8
Fundamentos del estudio de la estructura de comunidades.....	9
Relación de la abundancia de flebótomos con el ambiente.....	10
Fundamentos teóricos de la teledetección espacial.....	11
MATERIALES Y MÉTODOS.....	15
Área de estudio.....	15
Datos entomológicos.....	16
Determinación de la estructura de la comunidad.....	20
Estructura del paisaje.....	20
Imágenes satelitales.....	20
Análisis estadísticos de las coberturas del paisaje.....	29
RESULTADOS.....	34
Determinación de la estructura de la comunidad.....	34
Estructura del paisaje.....	40
DISCUSIÓN.....	44
ANEXO.....	49
BIBLIOGRAFÍA.....	53
AGRADECIMIENTOS.....	62

RESUMEN

La Leishmaniasis es una enfermedad que afecta entre 700.000 a un millón de nuevas personas cada año, muchas de ellas pertenecientes a la población de Argentina. En este país, la enfermedad está presente en 14 provincias entre ellas la provincia de Corrientes.

Esta enfermedad es transmitida por hembras de flebótomos (Diptera: Psychodidae: Phlebotominae), particularmente *Lutzomyia longipalpis* y *Migonemyia migonei* presentan importancia sanitaria en el país, y ya se ha informado su presencia en la Ciudad de Corrientes. Debido a ello, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la asociación entre las coberturas del paisaje con la abundancia de las especies de flebótomos de importancia sanitaria.

Se seleccionaron 8 sitios de muestreo donde se colocaron trampas tipo CDC suplementadas con CO₂, durante marzo de 2012 y marzo de 2014 en la Ciudad de Corrientes. Con el propósito de identificar las coberturas del paisaje, 6 imágenes satelitales SPOT-5 fueron clasificadas por el método supervisado. A su vez, se calculó el Índice Normalizado de Diferencia de Vegetación (NDVI) y el Índice Normalizado de Diferencia de Agua (NDWI), se estimaron los valores medios de los índices y las proporciones de las coberturas del paisaje.

La estructura de la comunidad se estimó mediante análisis descriptivos, el índice de Shannon-Wiener, y el índice de Simpson. Se consideraron las dos especies más abundantes (*Lu. longipalpis* y *Mi. migonei*) y se analizó el efecto de las variables explicativas en relación con la abundancia de las mismas mediante modelos lineales generalizados (GLM).

Un total de 1.029 flebótomos de 7 especies fueron capturados, de los cuales el 79,11% fueron *Lu. longipalpis* y 11,47% *Mi. migonei*. Espacialmente, la riqueza de especie fue mayor en los Sitio 3 y 4, con menor porcentaje de cobertura urbana, y a su vez, en el Sitio 4 el índice de Shannon-Wiener fue mayor y el índice de Simpson menor. Temporalmente, la riqueza específica fue más elevada en otoño de 2012, seguido por el verano del mismo año y más baja en el invierno de 2012, y la primavera de 2013. El índice de Shannon-Wiener fue mayor y el índice de Simpson menor en el verano de 2012.

Los GLMs mostraron la importancia de la interacción entre la cobertura arbórea y el NDWI, y de la cobertura urbana en la variación temporal de *Lu. longipalpis*, lo que podría deberse a la adaptación de esta especie al contexto urbanizado, encontrando refugio y

alimento en áreas de centros urbanos. Respecto a *Mi. migonei* se encontró la mayor asociación con el NDVI, sugiriendo el papel protagónico de la vegetación en el ciclo de vida del vector. Esto contribuiría al mejor conocimiento de la biología del vector aportando herramientas útiles para la prevención, manejo y control de estos organismos.

Palabras claves: *Lutzomyia longipalpis*, *Migonemyia migonei*, diversidad, imágenes satelitales, Ciudad de Corrientes, coberturas del paisaje, NDVI, NDWI, clasificación, modelos lineales generalizados.

INTRODUCCIÓN

La Leishmaniasis es una enfermedad que presenta tres principales manifestaciones clínicas: Leishmaniasis visceral (LV) y en conjunto la Leishmaniasis cutánea (LC) y mucocutánea (LM) que juntas se denominan Leishmaniasis tegumentaria (LT).

Este padecimiento es generado por numerosos parásitos unicelulares del género *Leishmania* (Kinetoplastida, Trypanosomatida), los cuales son transmitidos a través de la picadura de hembras de flebótomos (Diptera: Psychodidae: Phlebotominae). Actualmente se encuentran descritas aproximadamente 1000 especies de flebótomos en el mundo, de las cuales solo transmiten el parásito los géneros *Lutzomyia* en América y *Phlebotomus* en Europa, Asia y África (Gao *et al.*, 2018; Quintana *et al.*, 2012).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) estima que cada año se originan entre 700.000 y un millón de nuevos casos de Leishmaniasis en el mundo, y que entre 20.000 a 30.000 personas mueren debido a ello. La LC es frecuente en las Américas, mientras que la LV es endémica en África oriental y en el subcontinente indio (OMS, 2018) (Fig. 1 y 2). En América, varios países poseen altas incidencias de LC y LV, distribuyéndose desde Canadá hasta la Patagonia Argentina.

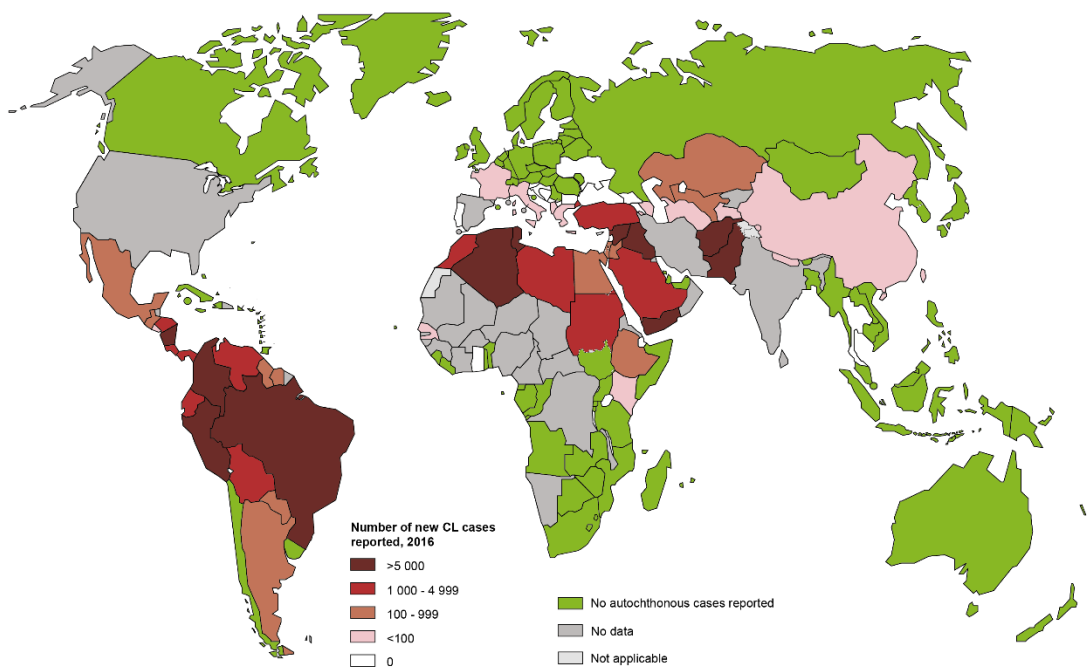


Fig. 1. Distribución geográfica de LC en el mundo según el número de casos reportados en el 2016 (tomado de http://gamapservr.who.int/mapLibrary/Files/Maps/Leish_CL_2016.png).

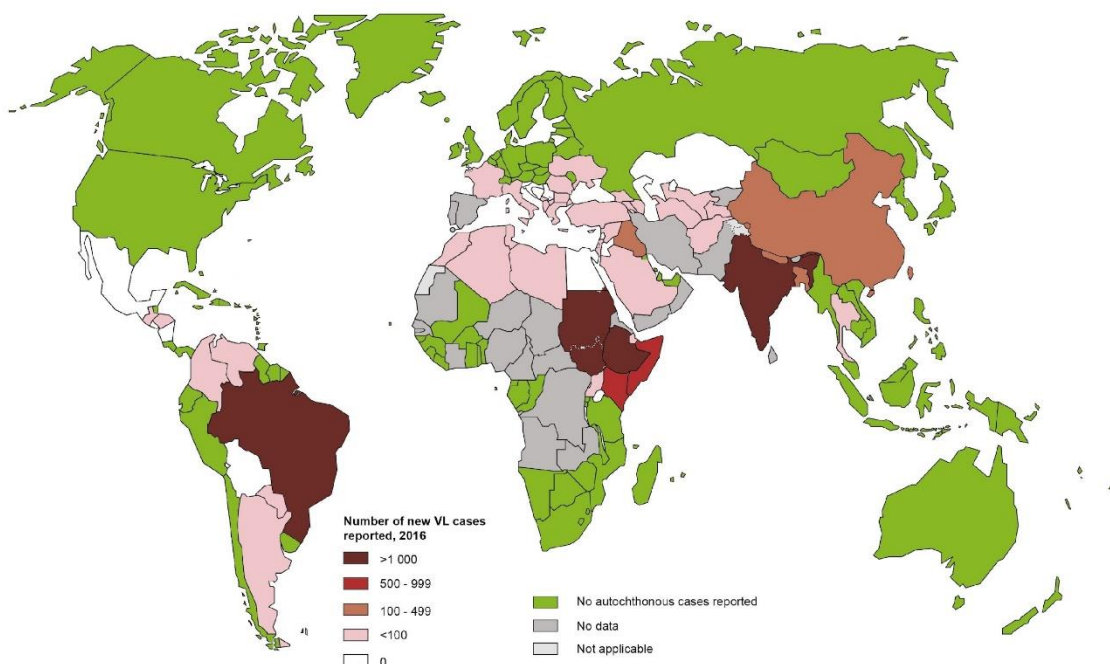


Fig. 2. Distribución geográfica de LV en el mundo según el número de casos reportados en el 2016 (tomado de http://gamapservr.who.int/mapLibrary/Files/Maps/Leish_VL_2016.png).

En Argentina, la Leishmaniasis es considerada una enfermedad emergente y de origen zoonótico. La enfermedad es endémica en 9 provincias argentinas (Brazil *et al.*, 2015; Szelag *et al.*, 2017; Ontivero, 2017). La Leishmaniasis se conoce en Argentina desde el año 1916, cuando por primera vez se notificaron casos, y desde allí ha presentado varios brotes esporádicos en tres regiones ecológicas: en las Yungas (noroeste), en el Chaco (noreste) y en la región Paranaense (este). A partir de 1985, el número de casos registrados fue aumentando progresivamente debido a un mejor diagnóstico y cobertura de la detección, y a un aumento real de infectados (Szelag. *et al.*, 2017; Salomón *et al.*, 2006a). En 2003 se registró el mayor brote de LC en la provincia de Corrientes, con 31 casos en la ciudad de Bella Vista (Salomón *et al.*, 2006c), y en años posteriores la LV en 2010 con cinco casos, dos en 2011 y uno en 2012 (Gould *et al.*, 2013).

En Argentina se ha registrado la presencia de 37 especies de flebótomos distribuidas en 14 provincias (entre ellas Misiones, Corrientes, El Chaco y Córdoba). Algunas de las especies de flebótomos presentes en Argentina, son consideradas como factibles vectores, tales como *Lutzomyia longipalpis* (Lutz & Neiva, 1912) vector de *Le. infantum* en los focos

de LV urbana y, *Migonemyia migonei* (França, 1920), *Nyssomyia neivai* (Pinto, 1926), *Ny. whitmani* (Antunes & Coutinho, 1939), y el complejo de especies *Evandromyia cortelezzi-sallesii* que se han descrito como transmisores de *Le. braziliensis* (parásito asociado a LC) (Salomón *et al.*, 2008; Fernández *et al.*, 2010).

Características de los vectores

Los flebótomos son dípteros que alcanzan a medir entre 2 a 3 milímetros de longitud en estado adulto, se estima que su ciclo de vida se completa en 45 días. Tanto machos como hembras se alimentan principalmente del azúcar de fuentes vegetales, pero estas últimas también requieren de la ingesta sanguínea para el desarrollo de los huevos, lo cual es crucial para intervenir como vectores de la Leishmaniasis. Luego de 1 a 4 días de alcanzar la etapa adulta, las hembras se alimentan por primera vez de sangre para la maduración de los huevos, y 3 a 10 días después oviponen aproximadamente 100 huevos en tierra húmeda o materia orgánica protegidas del sol (WHO 2010; Berrozpe, 2017; Soares *et al.*, 2003, Salomón, 2005).

Durante las horas de sol es común hallar a los insectos adultos en sitios oscuros, húmedos y templados, pudiendo ser encontrados en cuevas, huecos de árboles y según un estudio realizado en el Noreste de Brasil la mayoría de estos vectores fueron recolectados en refugios de animales, incluyendo corrales, los que resultan propicios como fuentes de sangre a los flebótomos en el entorno peri-doméstico (Berrozpe, 2017; Costa *et al.*, 2013). Al atardecer y al amanecer se suelen encontrar volando en busca de alimento, y presentan una baja dispersión activa rara vez superando los 200 metros por día. Este vuelo es de mayor radio en especies adaptadas a ambientes modificados por el hombre ya que está asociado a la distribución de las fuentes de alimento, mientras que las relacionadas a ambientes como bosques o selvas suelen presentar un radio de vuelo menor (Fernández, 2012).

Otros de los aspectos importantes de estos vectores es que varias especies fueron mencionadas en numerosos trabajos como especies capaces de adaptarse a ambientes urbanos permitiendo que el ciclo de transmisión de la Leishmaniasis pueda mantenerse en las zonas urbanas (Santini *et al.*, 2010; Rangel & Vilela, 2008; Salomón *et al.*, 2006d).

Fundamentos del estudio de la estructura de comunidades

El conocimiento sobre la estructura de las comunidades de flebotomos de importancia sanitaria, la riqueza de especies y los índices de biodiversidad son de suma importancia para entender la dinámica de la transmisión de la Leishmaniasis en especial la LT, dado que en el estudio de casos humanos en general se puede introducir errores ya que la enfermedad es asintomática (Salomón & Quintana, 2011). Por otro lado, los sitios con gran abundancia de vectores se relacionan con varios casos de la enfermedad (Arzamani, 2018).

El estudio de estos componentes de la estructura de las comunidades resulta fundamental. La diversidad puede ser definida por la diversidad Alfa, es decir, la riqueza de especies de una comunidad o hábitat particular que es considerado homogéneo y que resulta de la cuantificación del número de especies presentes dentro de esa comunidad. (Whittaker, 1972; Magurran, 2004).

Es de gran utilidad en el estudio de la comunidad conocer la riqueza y representatividad de las especies a partir de diversos índices. Una de las ventajas principales, es que resumen mucha información en un solo valor. Esto permite realizar comparaciones entre distintos hábitats o a través del tiempo y ponerlas a prueba estadísticamente (Magurran, 2004).

El índice de Shannon-Wiener (H') es un índice de equidad, es decir mide la riqueza de especies y la proporción de cada especie de la muestra dentro de una comunidad. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores que van desde cero, cuando hay una sola especie, al logaritmo del número de especies cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 2004).

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Dónde p_i es la abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

El índice de Simpson (D) estima la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar de la muestra sean de la misma especie. Hace énfasis en las abundancias relativas de las especies y se encuentra en gran medida afectado por la importancia de las especies más dominantes. Es decir, cuanto más cercano sea el valor de este índice a 1, más refleja la dominancia de una especie (Magurran, 2004).

$$D = \sum p_i^2$$

Dónde p_i indica la abundancia proporcional de la especie i .

Relación de la abundancia de flebótomos con el ambiente

La presencia y abundancia de flebótomos pueden ser analizadas a microescala, mesoescala y macroescala (Salomón y Quintana, 2011). La microescala hace referencia al área microfocal, alrededor del punto de muestreo y que en general se ve afectada por cambios en la cobertura del paisaje. La mesoescala, involucra un nivel local o de foco epidémico donde las poblaciones son afectadas por deforestaciones y/o urbanización, mientras que la macroescala se refiere a una escala de grandes áreas o a nivel regional.

A nivel de microescala, se han relacionado las modificaciones antrópicas del paisaje con elevadas abundancias y riquezas de especies de flebótomos (Szelag *et al.*, 2017). Mientras que se han identificado componentes del paisaje tales como superficie de suelo desnudo, cobertura herbácea y densidades medias y altas de vegetación como posibles determinantes en la abundancia de *Lu. longipalpis* (Santini *et al.*, 2012 y 2015).

A su vez, se han identificado variables meteorológicas como la humedad del suelo y la temperatura como significativamente determinantes de la abundancia de estas especies, así como también fenómenos meteorológicos extremos como inundaciones y los períodos de lluvias (Salomón *et al.*, 2012; Santini *et al.*, 2017).

Grandes cambios en los componentes del paisaje causados por la acción humana habrían afectado a muchas especies incluyendo a flebótomos y por consiguiente la incidencia de Leishmaniasis. Deforestaciones, incendios, expansión de las fronteras agrícolas, urbanización no controlada, construcción de represas hídricas y migraciones humanas son algunas de las acciones que han modificado la distribución y abundancia de los Phlebotominae desde zonas selváticas y/o áreas rurales a varios centros urbanos (Rangel & Vilela, 2008; de Oliveira *et al.*, 2012; Casaril *et al.*, 2014). En nuestro país, se asocia el aumento del número de casos de Leishmaniasis principalmente con el cambio climático, las deforestaciones y las posteriores modificaciones antrópicas como la urbanización (Salomón *et al.*, 2012; Quintana *et al.*, 2012).

Fundamentos teóricos de la teledetección espacial

Los sistemas de información geográfica, conocidos como SIG por su sigla en español, al igual que la teledetección espacial, resultan herramientas muy útiles al momento de estudiar los componentes del paisaje. Estas tecnologías permiten detectar factores ambientales que afectan la biología de insectos vectores, permitiendo realizar estudios para conocer su distribución espacial y temporal (Beck *et al.*, 2000; Casaril *et al.*, 2014).

La teledetección espacial es una técnica basada en la adquisición remota de información de la superficie terrestre, donde una fuente de energía (en general el Sol) irradia y atraviesa e interactúa con la atmósfera alcanzando la superficie terrestre. La información que se obtiene es la de la radiación electromagnética reflejada por los diferentes objetos en la superficie, permitiendo diferenciarlos (Chuvienco Salinero, 2002; Labrador García *et al.*, 2012). Esta información es obtenida mediante sensores ubicados a bordo de satélites, a partir de los cuales la energía reflejada de la cubierta terrestre es captada en un rango de longitud de onda determinado. Luego, esta es transformada en una imagen digital que es captada por un sistema de recepción en donde se recibe la información, la cual puede ser procesada e interpretada visual o digitalmente para diversos fines (Labrador García *et al.*, 2012) (Fig. 1).

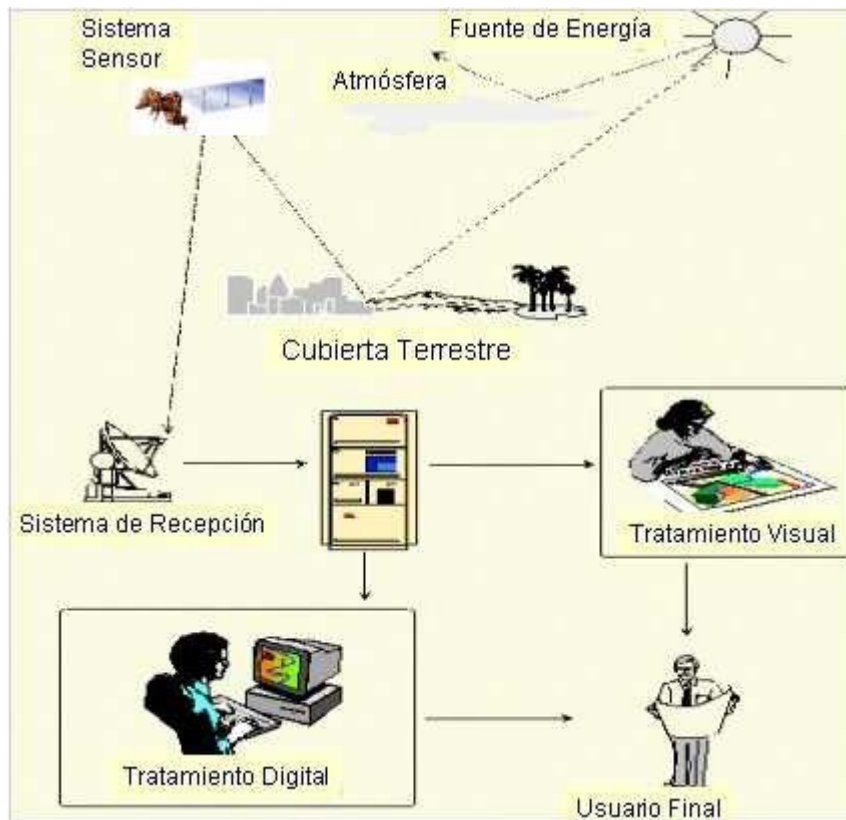


Fig. 3. Componentes de la teledetección. Imagen obtenida de Chuvieco Salinero, 2002.

Los sensores remotos satelitales se caracterizan por tener una trayectoria fija (órbita) y presentar diferentes tipos de resolución los cuales van a establecer las características de las imágenes obtenidas, lo que es importante considerar de acuerdo al objetivo de investigación (Labrador García *et al.*, 2012). De este modo encontramos:

- Resolución espectral: Representa el número y anchura de las bandas de longitud de onda del espectro electromagnético que el sensor capta. Es la capacidad del sensor para discriminar entre niveles en la energía que los cuerpos reflejan.
- Resolución radiométrica: Es la sensibilidad del sensor para diferenciar niveles de intensidad de radiación electromagnética, definida por el número de bits con el cual se recogen los datos. Se identifica con el rango de valores que codifica el sensor.
- Resolución espacial: Determina el tamaño del objeto más pequeño que el sensor es capaz de diferenciar.
- Resolución temporal: Se refiere al intervalo de tiempo entre dos imágenes consecutivas de una misma área (Chuvieco Salinero, 2002).

Las imágenes satelitales han sido ampliamente utilizadas por numerosos estudios en ecología de organismos vectores de enfermedades, ya que permiten identificar el ambiente propicio para el establecimiento de las especies, las condiciones que favorecen los sitios de cría y/o los factores ambientales que contribuyen en la transmisión de la enfermedad (Bhunja *et al.*, 2011; Estallo *et al.*, 2018).

Mucha de la información que se obtiene a partir de estas imágenes se correlaciona con vegetación (como los índices de vegetación), presencia de agua, urbanización, etc. (Kaya, 2004). Satélites como los de las misiones LANDSAT o SPOT son ideales para mapear con precisión las coberturas del paisaje ya que poseen una buena resolución espacial (por ejemplo, 30m para Landsat 7 y 8, y 10m para SPOT-5).

Ambos satélites han sido utilizados para caracterizar los componentes del paisaje que afectan la presencia y distribución espacial y temporal de flebótomos a partir del cálculo de los índices de vegetación, como el Índice Normalizado de Diferencia de Vegetación (NDVI) (de Andrade *et al.*, 2014; Falcão de Oliveira *et al.*, 2016; Neto *et al.*, 2009; Palaniyandi *et al.*, 2014), identificar diferentes elementos del paisaje (coberturas) y su relación con la distribución de los vectores, evaluar el paisaje e identificar áreas de riesgo o incluso para generar mapas con posibles zonas de riesgo a partir de modelos predictivos (Salomón *et al.*, 2006c; Quintana *et al.*, 2011; Santini *et al.*, 2015; Gao *et al.*, 2018).

Debido a la importancia sanitaria de los flebótomos en nuestro país, resulta de interés el conocimiento de su fluctuación poblacional en diferentes ambientes donde son detectados, así como el conocimiento de la abundancia y diversidad de especies. Esto permitirá a los organismos de salud, contar con herramientas útiles al momento de tomar decisiones ya sea para su control o manejo. Por esta razón consideramos un aporte muy importante, el estudio de los mismos en centros urbanos del norte de nuestro país como la ciudad de Corrientes, y de aquí se desprende nuestro principal objetivo que consiste en estudiar la relación entre la abundancia de flebótomos y las coberturas del paisaje en la ciudad de Corrientes, Argentina.

Objetivos específicos:

- Evaluar la variación de la abundancia, riqueza y diversidad de especies de flebótomos colectados en sitios con diferentes proporciones de coberturas del paisaje en áreas de la ciudad de Corrientes (Argentina) durante los años 2012 y 2013.
- Determinar la asociación entre las coberturas del paisaje con la variación temporal de la abundancia de *Lu. longipalpis* y *Mi. migonei* en la ciudad de Corrientes por medio del uso de imágenes satelitales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Este estudio se realizó en la ciudad de Corrientes (Fig. 4), ubicada en la provincia de Corrientes, noreste argentino ($27^{\circ}28'08''\text{S}$, $58^{\circ}49'50''\text{O}$), a orillas del Río Paraná. Es la ciudad con mayor número de habitantes en la provincia, contando con una población estable de 346.334 personas (INDEC, 2010). Está ubicada en la región del Chaco Húmedo (Cabrera, 1976), y se caracteriza por tener un clima subtropical sin estación seca. La temperatura media anual es de 21°C presentando escasas variaciones diarias y estacionales. En verano la temperatura varía entre los 21°C y 32°C pudiendo alcanzar los 43°C , mientras que en invierno se encuentra entre 8°C y 21°C . En esta ciudad son abundantes las precipitaciones (con una media anual de 1280 milímetros), siendo la temporada de lluvias entre noviembre y abril, con una mayor intensidad en primavera (septiembre-octubre) y otoño (marzo-abril) (Bruniard, 1978; Servicio Meteorológico Nacional, 2018).

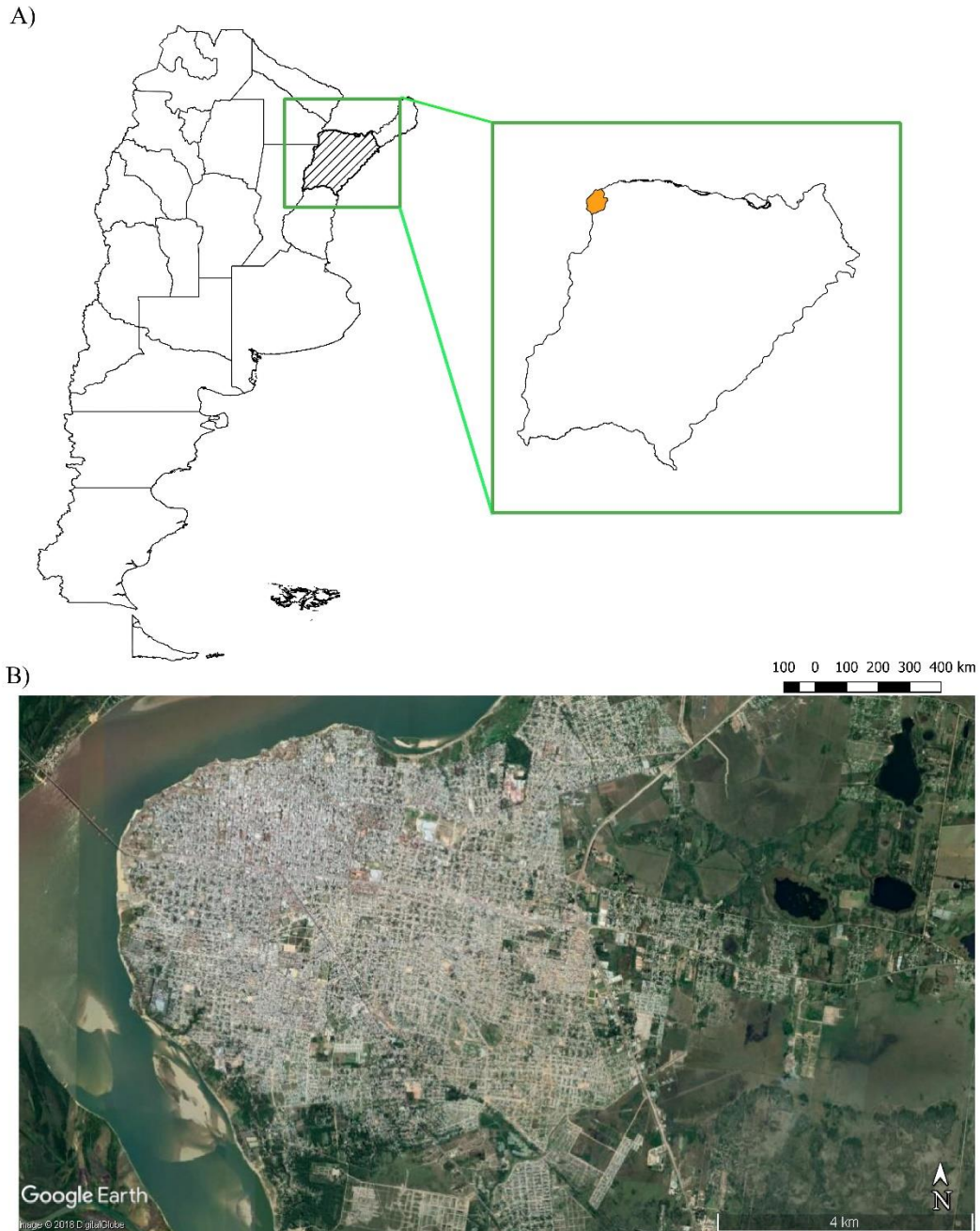


Fig. 4. Área de estudio. A) Mapa de Argentina, donde se destaca la provincia de Corrientes. En color anaranjado se representa la ciudad de Corrientes. B) Imagen satelital de la ciudad de Corrientes obtenida de Google Earth © con fecha: 20 de septiembre de 2018.

Datos entomológicos

Se trabajó con los resultados de las capturas y determinación de flebótomos realizados entre marzo de 2012 y marzo de 2014 en la ciudad de Corrientes en el marco del Programa

de Vigilancia y Control de Vectores de la Dirección de Epidemiología que funcionaba como parte del que era en su momento el Ministerio de Salud de la Nación.

Las capturas de flebótomos se realizaron en 8 sitios de muestreo (Fig. 6), dentro de los cuales 6 de ellos (1, 2, 3, 4, 6 y 8) corresponden a viviendas que cumplieron con las premisas de peor escenario epidemiológico. El peor escenario epidemiológico se refiere a sitios del área de estudio con altas probabilidades de presencia del vector debido a las condiciones del hábitat, tales como presencia de perros, gallinas, y/o cerdos, y/o antecedentes de Leishmaniasis (Salomón *et al.*, 2009).



Fig. 6. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo en la ciudad de Corrientes.

Los insectos se colectaron mensualmente durante los dos años de muestreo, utilizando trampas de luz de tipo CDC adicionadas con CO₂ (Fig. 5). Las mismas permanecieron activas entre las 13hs y las 9hs del día siguiente en cada captura.



Fig. 5. Trampas de luz tipo CDC colocadas en los sitios de muestreo 1 y 3 en la ciudad de Corrientes.

Tabla 1. Descripción de los sitios de muestreo seleccionados para el estudio.

Sitios	Descripción
1	Detrás del Cementerio Israelita de la ciudad.
2	En el patio lateral de un aserradero sobre calle Comechingones, con presencia de gallinas.
3	En el patio de una vivienda precaria del Barrio Santa Rita, detrás del Cementerio Municipal Vedoya.
4	En un gallinero de una vivienda particular del Barrio Eragia, cruzando la Ruta Nac. N°12.
5	En el predio de la escuela agrotécnica ERAGIA sobre la Ruta Nac. N°12.
6	En el patio de una vivienda particular.
7	Sobre la Avenida que conecta con el puente interprovincial General Belgrano que comunica Corrientes con Chaco.
8	Al lado del gallinero (con presencia de gallinas, patos y gansos) de una vivienda particular sobre la Costanera Sur.

Todos los sitios de muestreo fueron geo-referenciados utilizando GPS (Global Positioning System). Posteriormente los ejemplares colectados fueron trasladados e identificados en el Laboratorio de Entomología del Instituto de Medicina Regional de la Universidad Nacional del Noreste (UNNE) (<http://medicinaregional.unne.edu.ar/>) a cargo de la Dra. Marina Stein, Profesora de la UNNE e Investigadora del CONICET.

Determinación de la estructura de la comunidad

La diversidad de flebótomos en cada sitio de muestreo y en cada estación del año se estimó mediante el índice de Shannon-Wiener (H') y el índice de Simpson (D). Todos los cálculos fueron realizados en el Software PAST (Hammer *et al.* 2001).

Las diferencias significativas entre las abundancias totales de flebótomos capturados en cada sitio de muestreo y en cada estación del año se detectaron mediante el test de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) usando el Software InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2014). A su vez, el mismo test se utilizó para detectar diferencias espaciales y temporales en la abundancia de *Lu. longipalpis* y *Mi. migonei*.

Estructura del paisaje

Imágenes satelitales

En el presente estudio se utilizaron imágenes del satélite SPOT-5 (Satellite Pour l'Observation de la Terre, por su sigla en francés) el cual fue puesto en órbita por la agencia espacial francesa (Centro Nacional de Estudios Espaciales Francés) en mayo del año 2002 y se mantuvo operativo hasta marzo del 2015. La información captada por dicho satélite presenta una resolución temporal de 26 días y se caracteriza por ser de alta resolución espacial (de 10 metros). Posee un amplio ancho de banda cubriendo 60x60 km o 60x120 km en modo de doble instrumento y sigue una órbita heliosincrónica, es decir abarca la misma área de la Tierra o la misma latitud dada a una hora local establecida (Labrador García *et al.*, 2012).

Incluye dos instrumentos ópticos HRG (alta resolución geométrica por su sigla en francés), otro de visión estereoscópica HRS (estereoscopia de alta resolución) y un instrumento de baja resolución (VEGETATION2).

Los instrumentos ópticos de alta resolución HRG1 y HRG2 ofrecen la posibilidad de visión oblicua y se emplean dos modos espectrales de adquisición (pancromático y multiespectral) en donde cada HRG es autónomo para adquirir datos pancromáticos (opera la banda pancromática y la imagen se observa en escala de grises) y multiespectrales (utilizan cuatro bandas espectrales y la imagen se puede observar en una combinación de colores). El producto J (generado en el Centro Espacial Teófilo Tabanera de Córdoba) presenta un modo multiespectral y una resolución espacial de 10 metros.

Además, el SPOT-5 cuenta con 5 sensores correspondientes a 4 bandas (B1, B2, B3 y B4) y una banda pancromática:

- B1 (verde): Tiene un rango de resolución espectral que va de 0,50 - 0,59 μm
- B2 (rojo): entre 0,61 - 0,68 μm
- B3 (infrarrojo cercano): entre 0,79 - 0,89 μm
- B4 (infrarrojo medio): entre 1,58 - 1,75 μm
- Pancromática: entre 0,51 - 0,73 μm

Las primeras tres bandas tienen 10m de resolución espacial, la banda correspondiente al infrarrojo medio tiene 20m de resolución y la banda pancromática tiene 5m de resolución (ESA Copernicus Services Coordinated Interface).

Se utilizaron 6 imágenes satelitales provenientes del satélite antes mencionado. Las mismas fueron suministradas por CONAE © CNES 2013, reproducidas por CONAE bajo la licencia SPOT Image S.A., en virtud de la vigencia del Acuerdo Marco suscripto entre el CONICET y la CONAE, el 14 de diciembre de 1995. Las imágenes son producto J, es decir ya se encuentran georreferenciadas (cambio de un sistema de filas y columnas a uno de coordenadas estándar) y con bajo o nulo porcentaje de nubes. Las imágenes satelitales empleadas corresponden a la sucesión de estaciones de los dos años y fueron seleccionadas según la disponibilidad de imágenes en el catálogo de CONAE (Tabla 2). El invierno de 2012 y la primavera de 2013 no fueron procesados, ya que en los muestreos de insectos no se capturaron *Lu. longipalpis* y *Mi. migonei*.

Tabla 2. Imágenes del satélite SPOT-5 seleccionadas para el presente trabajo.

Año	Estación del año	Imagen SPOT-5
2012	Otoño	SPOT5_HRG1_2012-06-05_14-11-46_J_693_405_S0_L2A
2012	Primavera	SPOT5_HRG1_2012-10-13_14-07-42_J_693_405
2013	Verano	SPOT5_HRG2_2013-01-31_13-48-08_J_693_405_S0_L2A
2013	Otoño	SPOT5_HRG1_2013-03-30_13-30-18_J_693_405_S0_L2A
2013	Invierno	SPOT5_HRG1_2013-06-30_13-56-45_J_693_405_S0_L2A
2014	Verano	SPOT5_HRG1_2014-03-13_13-19-06_J_694_405_S0_L2A

Pre-procesamiento de las imágenes

En primer lugar, se realizó la calibración radiométrica de las imágenes satelitales con el fin de convertir los números digitales (ND) de cada pixel de todas las bandas que forman la imagen a valores físicos de radiancia (expresando la cantidad de energía que llega de la superficie al satélite), y corregir las alteraciones en los datos debido a distorsiones originadas por errores de los instrumentos satelitales o bien distorsiones provocadas por la atmósfera (Chuvienco Salinero, 2002).

Posteriormente, se realizó el mismo recorte espacial en todas las imágenes satelitales tomando como valor superior izquierdo $27^{\circ}26'24.45''S$, $58^{\circ}51'50.16''O$ y valor inferior derecho $27^{\circ}32'12.51''S$, $58^{\circ}45'19.55''O$. Finalizando con un área de 1092×1060 pixeles de lado (10 km^2 aproximadamente) que incluye únicamente a la ciudad de Corrientes (Fig. 7).

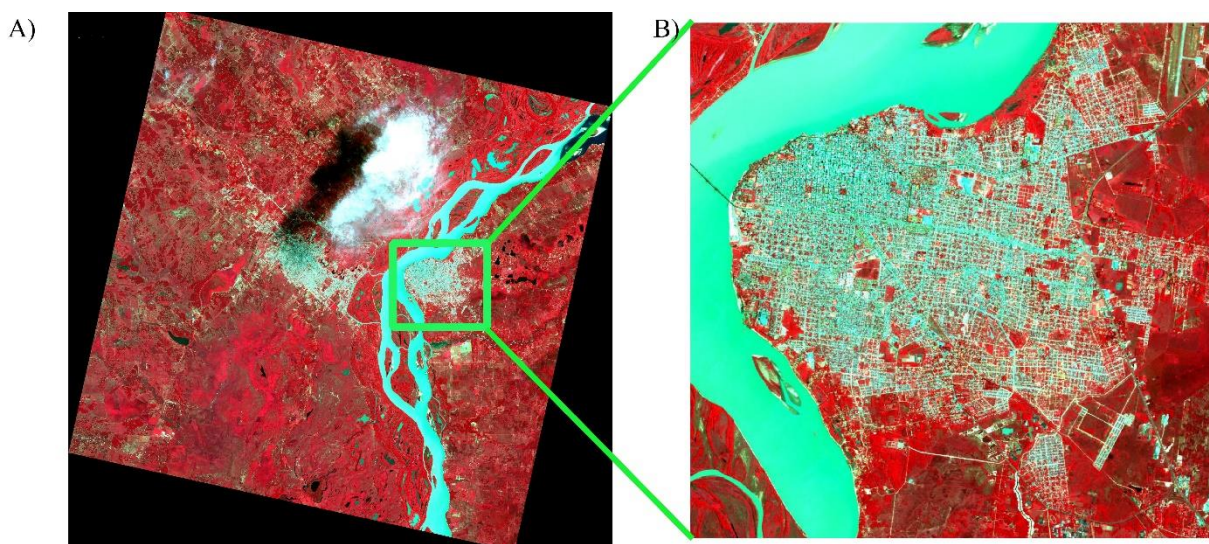


Fig. 7 A) Imagen satelital SPOT-5 HRG2 correspondiente al 31 de enero de 2013. B) Recorte realizado sobre la imagen original.

Análisis digital de las imágenes

Se calculó el Índice Normalizado de Diferencia de Vegetación (NDVI) (Fig. 8) y el Índice Normalizado de Diferencia de Agua (NDWI) (Fig. 9) para cada una de las imágenes satelitales. El NDVI refleja el contraste de la reflectividad de la vegetación entre las regiones espectrales del rojo (B2) y del infrarrojo cercano (B3) a partir de la siguiente relación:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR}-\text{R})/(\text{NIR}+\text{R})$$

Dónde NIR corresponde a la banda del infrarrojo cercano que contempla una reflectancia en el rango 0,79- 0,89 μm del espectro electromagnético, y donde R corresponde a la banda del rojo con una reflectancia en el rango 0,61 - 0,68 μm .

Este índice se puede asociar con la cobertura de vegetación, en lo referente a abundancia y vigorosidad, ya que está fuertemente relacionado con la actividad fotosintética de la vegetación. Los valores varían de -1 a +1, donde valores altos corresponden a áreas con vegetación vigorosa debido a su alta reflectancia en el NIR, y su baja reflectancia en el rojo visible. Los valores negativos se encuentran asociados a coberturas como agua, nubes, y nieve debido a que poseen mayor reflectancia en el visible que en el infrarrojo. Los valores cercanos a cero corresponden a suelo desnudo y áreas rocosas dado que dichas coberturas poseen reflectancia similar en la región de rojo visible y el infrarrojo cercano (Chuvieco Salinero, 2002; Pettorelli *et al.*, 2005; Amri *et al.*, 2011).

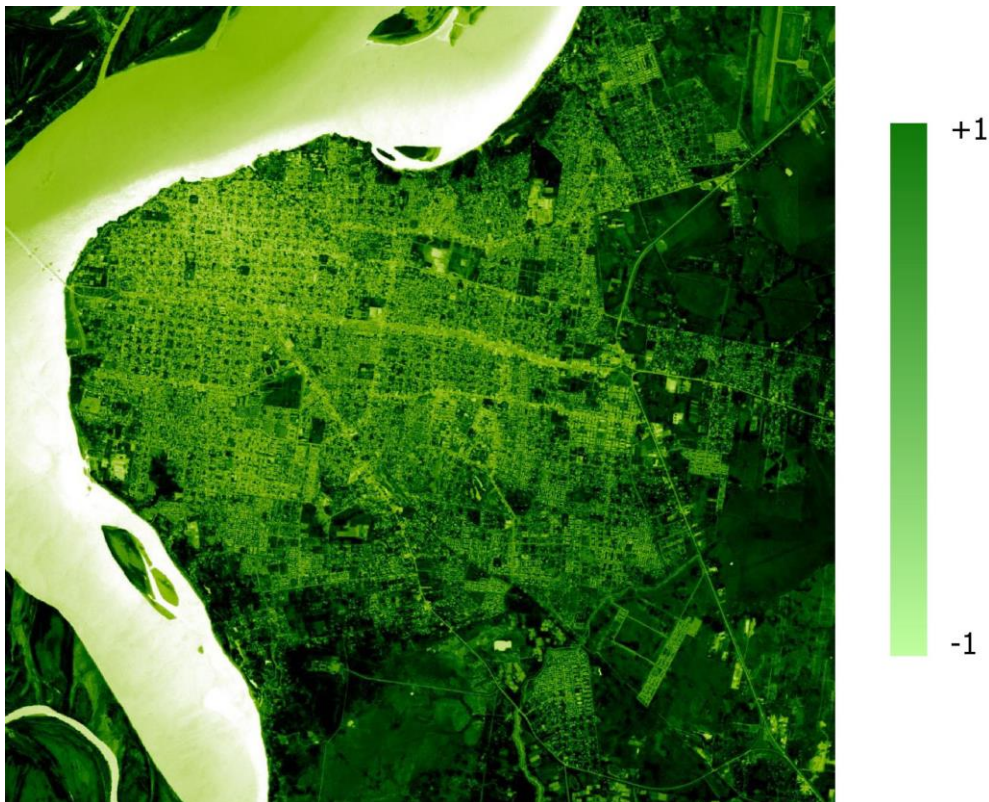


Fig. 8. NDVI calculado a partir de la imagen satelital SPOT-5 HRG2 para la ciudad de Corrientes con fecha 31 de enero de 2013.

Por otro lado, el NDWI (Índice Normalizado de Diferencia de Agua) conocido como índice de agua, se trata de un índice de vegetación que toma en consideración el contenido de agua presente en el mesófilo de las hojas, tomando valores que se encuentran entre -1 y +1. Se basa en el contraste entre las reflectancias de las longitudes de onda del infrarrojo cercano (B3) y del infrarrojo medio (B4) (Gao, 1996):

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

Dónde NIR corresponde a la banda del infrarrojo cercano con reflectancia en el rango de los 0,79- 0,89 μm del espectro electromagnético, SWIR corresponde a la banda del infrarrojo medio cuya reflectancia comprende entre los 1,58- 1,75 μm .

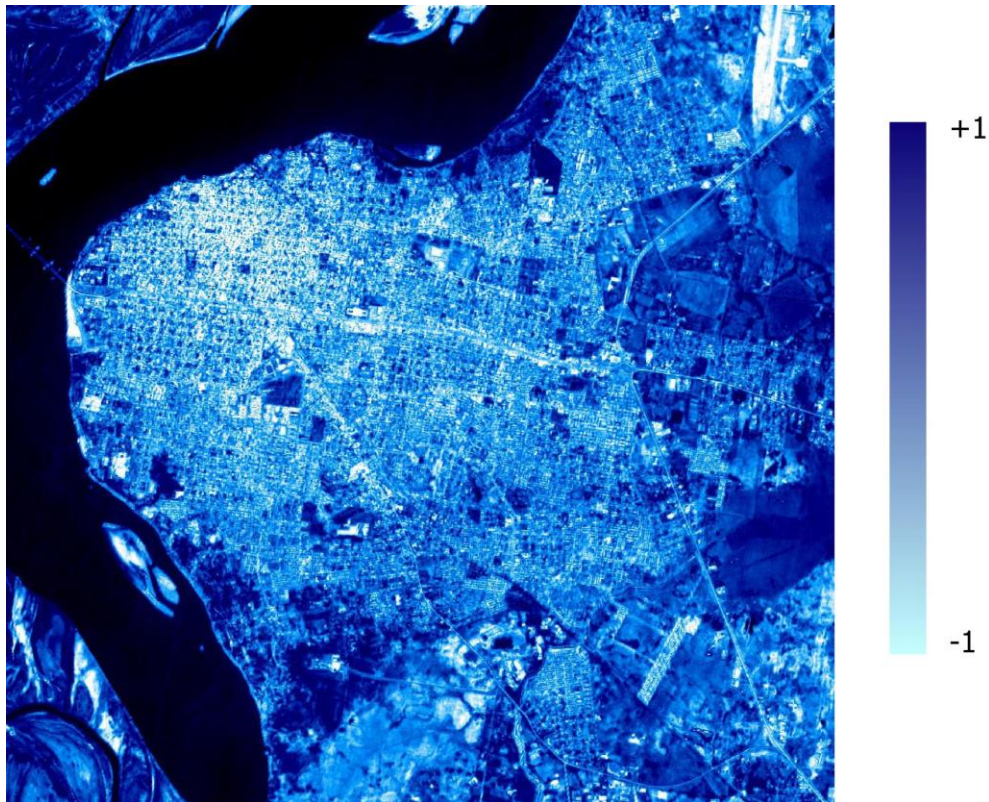


Fig. 9. NDWI calculado a partir de la imagen satelital SPOT-5 HRG2 para la ciudad de Corrientes con fecha 31 de enero de 2013.

Las bandas de NDVI, NDWI, junto a las bandas espectrales propias del satélite (B1, B2, B3, B4) se utilizaron para discriminar de manera más eficiente las diferentes clases de

cobertura durante el proceso de clasificación, ya que de esta manera se discrimina mejor la vegetación existente (Amri *et al.*, 2011).

Clasificación de imágenes

La caracterización de la composición de las coberturas del paisaje, se realizó mediante clasificaciones temáticas de las imágenes satelitales. Para ello se empleó el método de clasificación supervisada. La clasificación de una imagen consiste en convertir datos cuantitativos (generalmente los niveles digitales de los píxeles en cada banda espectral) en datos cualitativos (temas o clases que son importantes en un dominio específico del conocimiento). Consiste en atribuir un tipo de clase temática (la cual hace referencia a un tipo de cobertura del paisaje) a cada pixel de la imagen.

El método supervisado requiere un conocimiento previo de la zona de estudio, lo cual permite delimitar sobre la imagen áreas de entrenamiento o regiones de interés (ROI por su sigla en inglés). Es decir, áreas representativas en la imagen donde se conoce el tipo de cobertura del paisaje que se desea discriminar. A partir de los ROI el programa calcula diversos parámetros estadísticos de los niveles digitales de los píxeles (ND) seleccionados, que definen las características espectrales de cada cobertura, para luego, mediante un algoritmo de clasificación, ubicar al resto de los píxeles de la imagen en una determinada clase (Chuvieco Salinero, 2002).

La clasificación supervisada puede resumirse en los siguientes pasos:

1. Definición de las clases a ser utilizadas, al igual que las propiedades que se utilizarán para identificar las clases.
2. Fase de entrenamiento: Selección de las áreas de entrenamiento representativas para cada una de las clases.
3. Clasificación a partir del método seleccionado.
4. Validación de los resultados del entrenamiento. Evaluar la correcta asignación de las clases por parte del clasificador utilizando datos nuevos que no se han utilizado en el entrenamiento (Lizarazo, 2008).

En este trabajo, se realizó la clasificación supervisada de las imágenes, empleando el método de Máxima Verosimilitud, el cual es el más empleado por su robustez. Este considera que los ND se ajustan a una distribución normal, lo cual permite que se le asigne a cada clase un valor de probabilidad, a partir de su vector de medias y matriz de covarianzas, lo cual sirve para calcular la probabilidad de que un píxel sea miembro de una determinada clase (Chuvieco Salinero, 2002).

Los grupos de píxeles seleccionados como áreas de entrenamiento, se tomaron mediante la interpretación visual del terreno a través del registro histórico de imágenes del 2012 al 2014 provisto por Google Earth ©. Se marcaron varias áreas por categoría a fin de reflejar adecuadamente su variabilidad, y se observó la estadística de cada una de las clases con el objetivo de verificar que no exista superposición de ND en las mismas.

Las clases definidas y que se describen en la Tabla 3 se definieron en base a los registros provisto por Google Earth © y a los análisis de las firmas espectrales. Finalmente se obtuvo un mapa temático para cada imagen satelital.

Tabla 3. Clases de coberturas del paisaje definidas para la clasificación temática de las imágenes satelitales.

Clases de coberturas	Descripción
Agua	Cuerpos de agua como ríos, arroyos y lagunas.
Cobertura arbórea	Parches de vegetación compuesta por árboles y que presenta una completa cobertura.
Cobertura herbácea	Parches de vegetación cubiertos completamente de especies herbáceas.
Cobertura urbana	Edificaciones, construcciones y calles asfaltadas
Suelo desnudo	Suelo sin cobertura vegetal.

Post clasificación

Luego de clasificar las imágenes satelitales se procedió a determinar la precisión de la clasificación para cada una de las imágenes. El proceso de verificación se realizó mediante una matriz de confusión, la cual muestra la precisión de la clasificación comparándola con un listado de áreas de verificación para las cuales se conoce su cobertura real. En esta matriz, las filas representan las clases de referencia y las columnas las clases del mapa temático. La diagonal de la matriz expresa el número de píxeles de cada clase que fueron correctamente clasificados, mientras que los valores marginales indican los errores de asignación. Las áreas para la verificación se determinaron a partir de la visualización de imágenes publicadas en Google Earth © (Qian *et al.*, 2015).

El programa de procesamiento de imágenes satelitales arroja el valor de precisión global de la clasificación, definido como el cociente entre el número de píxeles correctamente clasificados y el número total de píxeles evaluados, y el valor del coeficiente Kappa (k), el cual es una medida de la exactitud lograda en la clasificación. El valor de este coeficiente varía entre 0 y 1, cuanto más próximo a 1 se encuentre significa que la concordancia del método es muy alta, mientras que un valor cercano a 0 sugiere que el acuerdo observado es debido al azar (Chuvienco Salinero, 2002).

La interpretación del coeficiente Kappa se realiza correlacionando su valor con una escala cualitativa (Tabla 4) que incluye seis niveles de fuerza de concordancia simplificando la comprensión del mismo y el rechazo o aceptación de la clasificación evaluada (Landis & Koch, 1977).

Tabla 4. Valoración del coeficiente Kappa según Landis & Koch, 1977 (modificado).

Kappa	Concordancia
$0,00 \leq k < 0,01$	Pobre
$0,01 \leq k < 0,20$	Leve
$0,20 \leq k < 0,40$	Aceptable
$0,40 \leq k < 0,60$	Moderada
$0,60 \leq k < 0,80$	Considerable
$0,80 \leq k \leq 1,00$	Casi perfecta

Áreas de influencia

Alrededor de cada sitio de muestreo se generaron áreas de influencia de 15 píxeles (150 m) hacia los cuatro puntos cardinales, de esta manera se consideró un área de influencia cuadrada de 300 metros de lado, tomando en cuenta la ecología del vector. Una vez constituidas estas áreas alrededor de cada punto en cada imagen clasificada, se extrajeron las proporciones de cada clase de cobertura del paisaje, así como los valores promedio de NDVI y NDWI.

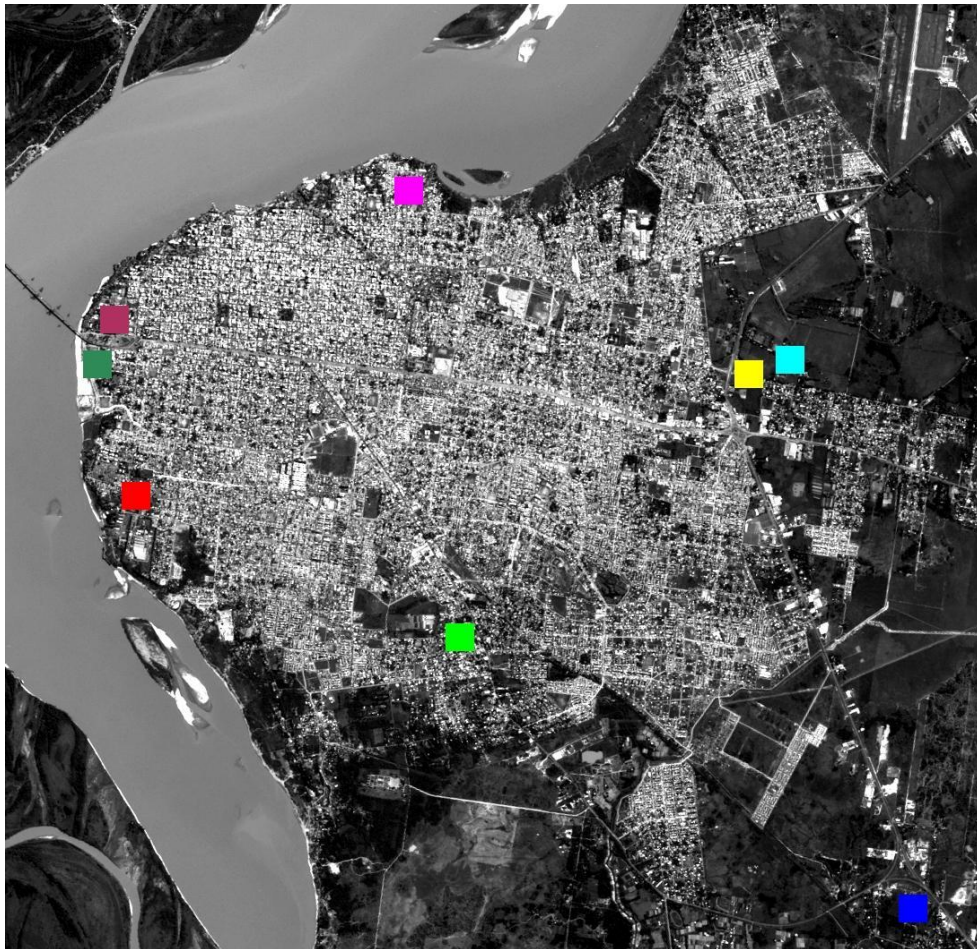


Fig. 10. Ubicación de las 8 áreas de influencia delimitadas en la ciudad de Corrientes. La imagen corresponde a SPOT5-HRG2 del 31 de enero de 2013.

Para llevar a cabo los análisis de las imágenes satelitales, se empleó el Software ENVI 5.3 (Environment for Visualizing Images, Research Systems, 2013).

Análisis estadísticos de las coberturas del paisaje

Se consideraron las dos especies más abundantes capturadas en la ciudad (*Lu. longipalpis* y *Mi. migonei*) y se analizó el efecto de las variables explicativas (Tabla 5) en relación con la abundancia de las mismas a través del tiempo. La abundancia en cada estación del año se definió como la sumatoria de las capturas que se realizaron en los 3 meses de cada estación.

Tabla 5. Variables explicativas utilizadas para explicar la variación temporal en las abundancias de *Lu. longipalpis* y *Mi. migonei* en la ciudad de Corrientes.

Código	Descripción	Tipo de variable
Estación	Estación de muestreo [verano (VE12 y VE13), otoño (OT12 y OT13), invierno (IN12 y IN13) y primavera (PR12 y PR13)].	Categórica (factor con 8 niveles)
Urb	Proporción de cobertura urbana alrededor del sitio de muestreo	Continua
Suelo	Proporción de suelo desnudo alrededor del sitio de muestreo	Continua
Arb	Proporción de cobertura arbórea alrededor del sitio de muestreo	Continua
Herb	Proporción de cobertura herbácea alrededor del sitio de muestreo	Continua
Agua	Proporción de cobertura con agua alrededor del sitio de muestreo	Continua
NDVI	Valor medio de NDVI calculado alrededor del sitio de muestreo	Continua
NDWI	Valor medio de NDWI calculado alrededor del sitio de muestreo	Continua

Análisis estadísticos de la abundancia de *Lu. longipalpis*.

En primer lugar, se construyeron los histogramas de frecuencia de la variable respuesta (abundancia), se realizó un test de Shapiro-Wilk, y se comprobó que la variable no seguía una distribución normal ($W=0,261$ y $p<0,001$).

Se estandarizaron las variables explicativas para equilibrar el peso de las mismas y también para evitar introducir errores en el modelo producidos por las diferentes unidades de medida de cada variable. Luego, se efectuó un test de Spearman para analizar la correlación de las variables explicativas entre ellas evitando colinealidad y seleccionando aquellas con una correlación menor a 0,7. Por otro lado, también se observó la correlación de las variables con la abundancia del vector bajo estudio (Tabla 7).

Con la finalidad de poder interpretar mejor cómo las variables afectan a la abundancia de cada una de las especies más abundantes, se confeccionaron árboles de decisión (utilizando el paquete *tree* del software R v.3.5.2) (Ripley, 2018; R Core Team, 2018) usando diferentes combinaciones de variables. El árbol de decisión es un método útil y rápido para entender la estructura de los datos, visualizar sus interacciones y obtener una guía sobre que variables utilizar en los modelos posteriores (Zuur *et al.*, 2009).

Finalmente, se construyeron modelos lineales generalizados (conocidos como GLMs por su sigla en inglés: Generalized Linear Models) los cuales son una alternativa a utilizar cuando los datos no siguen una distribución normal. Estos consisten en tres componentes: (1) La distribución de la variable respuesta, en este trabajo se utilizó una distribución Binomial Negativa que se ajusta bien a datos de conteo con sobredispersión (varianza mayor a la media), como es el caso de las abundancias de las especies debido a un exceso de frecuencias nulas; (2) Un predictor lineal que relaciona la variable respuesta con las variables explicativas y (3) la función del enlace (*link*) entre la media de la variable respuesta y el predictor lineal. Para controlar la sobredispersión, se utilizó una función de enlace logarítmico (McCullagh and Nelder, 1989; Zuur *et al.*, 2009).

Se modelaron GLMs univariados para cada variable explicativa con la finalidad de conocer cuál o cuáles explicaban en mayor medida la variación temporal de la abundancia de *Lu. longipalpis*. Se consideraron significativas aquellas variables cuyos p fueran menores a 0,05 y a su vez se tomó en cuenta el Criterio de Información de Akaike

corregido (AICc) para bajos tamaños muestrales. El AICc presenta dos componentes: (1) Una medida de la bondad de ajuste del modelo a los datos observados y (2) un factor de corrección de sesgo, que aumenta en función del número de parámetros del modelo. El AICc se puede calcular para cualquier combinación de variables explicativas y el modelo con menor valor corresponde al modelo más óptimo para explicar la variación de los datos. (Johnson *et al.*, 2004; Zuur *et al.*, 2009).

Se realizó un procedimiento paso a paso hacia adelante comenzando por un GLM nulo, el cual explicaría la variabilidad observada debido a la estocasticidad. Posterior a este, se agregaron las variables explicativas y se observó la significación de incluirlas teniendo en cuenta el AICc del modelo nulo y el de las variables.

Se construyó un GLM univariado que contenía la variable Arb (debido a que correspondió al menor AICc) y se fueron adicionando de a una, paso a paso, las demás variables explicativas con la finalidad de obtener el mejor modelo. Se evaluó la significación de cada adición mediante una reducción de al menos 2 puntos del AICc (Zuur *et al.*, 2009). A su vez fueron incluidas en el análisis interacciones entre las variables que presentaron $p < 0,05$ cuando se estudiaron mediante GLMs univariados, y que se consideraron de interés ecológico (Tabla 6).

Tabla 6 Interacciones entre las variables explicativas que fueron utilizadas en los GLMs ya que poseían significancia estadística.

Interacción	Valor de p
Arb*Herb	0,0015
Urb*Arb	0,0407
Urb*NDVI	0,0121
Urb*NDWI	0,0003
Arb*NDVI	0,0592
Arb*NDWI	<0,0001

No se incluyeron en los modelos las variables Suelo ni Herb ya que presentaron un valor absoluto de correlación de Spearman mayor a 0,7 y $p > 0,05$ en los GLMs univariados. Los modelos fueron construidos utilizando el paquete *MASS* de R (Venables *et al.*, 2002) y se utilizó la función *model.sel* del paquete *MumIn* de R (Barton, 2016) para calcular los AICc y el peso del modelo resultante y del modelo nulo. El peso es la probabilidad de que ocurra el modelo dado los datos en relación a los modelos considerados, por ende, el mejor modelo que explicaría la variabilidad es aquel que posee el peso más alto (Johnson *et al.*, 2004).

Por último, se utilizó la función *vif* del paquete *car* de R (Fox y Weisberg 2011) para estudiar los valores del factor de inflación de la varianza (*vif* por su sigla en ingles) de cada variable del GLM seleccionado y observar que estas no presenten colinealidad, cuando sus valores de *vif* sean menores a 5 (Zuur *et al.*, 2009).

Análisis estadísticos de la abundancia de *Mi. migonei*.

El efecto de las coberturas del paisaje sobre la abundancia de *Mi. migonei* se evaluó mediante los mismos análisis que para la abundancia de *Lu. longipapis* únicamente teniendo en cuenta el período 2012, ya que fue cuando se halló en gran medida a la especie y cuando las variables explicativas obtuvieron valores absolutos de correlación de Spearman fueron altos (cuando se analizó todo el período de muestreo los valores absolutos de correlación estuvieron por debajo de 0,2). La abundancia de *Mi. migonei* no siguió una distribución normal según el test de Shapiro-Wilk ($W=0,209$ y $p < 0,001$) y el análisis del histograma de frecuencias, por lo que se utilizó una distribución binomial negativa en la familia de los GLMs.

No se incluyeron en los modelos las variables Arb ni Herb por encontrarse fuertemente correlacionadas con las demás variables explicativas y debido a que no presentaron una correlación importante con la abundancia de la especie (valores menos a 0,05) (Tabla 7). De las interacciones entre las variables fueron incluidas dos: Urb*NDVI y Urb*NDWI.

Tabla 7. Valores de correlación de Spearman entre variables explicativas y abundancia de *Lu. longipalpis* y *Mi. migonei*.

	<i>Lu. longipalpis</i> *	<i>Mi. migonei</i> **
Urb	0,253	-0,144
Suelo	0,219	-0,217
Arb	-0,193	0,006
Herb	-0,250	0,046
NDVI	-0,146	0,501
NDWI	-0,213	-0,303

*las variables fueron tomadas de todo el período de muestreo.

**las variables fueron tomadas de 2012.

RESULTADOS

Determinación de la estructura de la comunidad

Un total de 1.029 flebótomos fueron capturados durante los dos años que duró el muestreo, hallándose siete especies: *Lutzomyia longipalpis*, *Psathyromyia bigeniculata*, *Ev. sallesi*, *Ny. neivai*, *Ny. whitmani*, *Mi. migonei*, y el complejo de especies *Ev. cortelezzi-sallesi*. La especie más frecuente del período de muestreo fue *Lu. longipalpis* presentando una abundancia relativa respecto al total de individuos capturados del 79,11% (n=814), seguida de *Mi. migonei* con una abundancia relativa del 11,47% (n=118) y *Ny. neivai* del 7,58% (n=78). Por último, de las especies *Ev. cortelezzi-sallesi*, *Ny. whitmani*, *Pa. bigeniculata* y *Ev. sallesi* sólo se encontraron 14, 3, 1 y 1 individuos, respectivamente (Fig. 11).

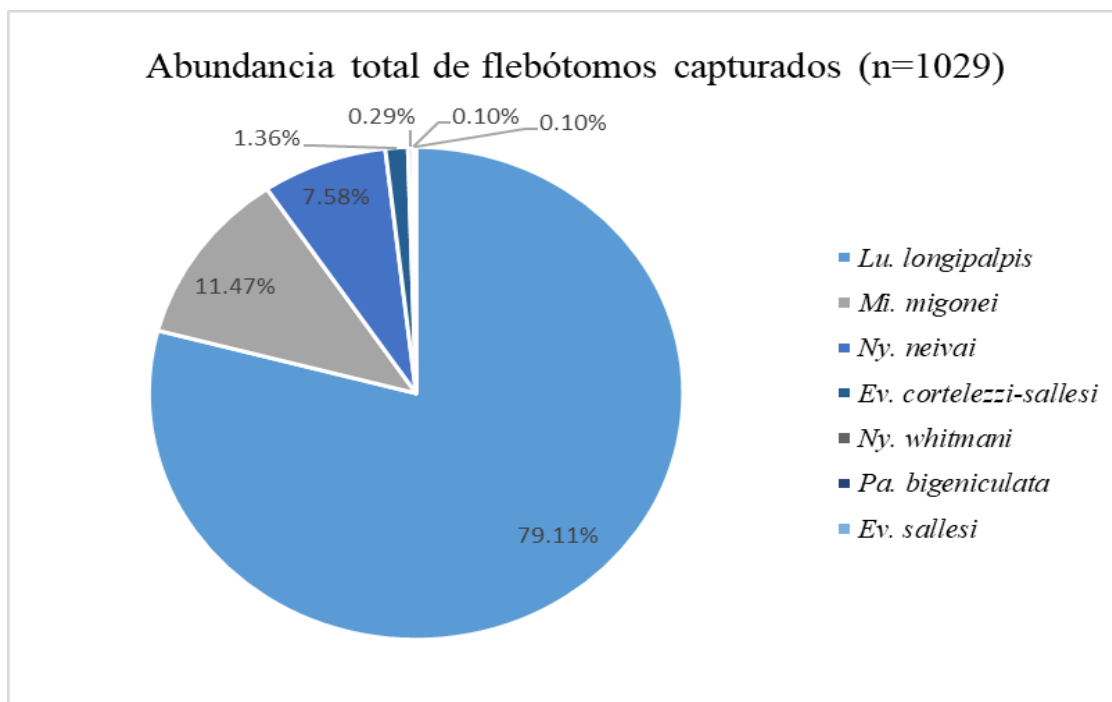


Fig. 11. Porcentaje de las abundancias totales de las especies halladas en la ciudad de Corrientes durante todo el período de muestreo.

En cuanto a la distribución espacial de los ejemplares de flebótomos el Sitio 1 fue el que presentó la mayor abundancia total de individuos con 74,05% de flebótomos colectados, de los cuales el 92,13% corresponde la especie *Lu. longipalpis*, el 5,25% a *Ny. neivai* y el 2,62% a *Mi. migonei*. Por el contrario, el Sitio 4 fue el que exhibió la menor

abundancia total (0,87%) hallándose un solo ejemplar de cada especie antes mencionada, pero fue el que presentó la mayor riqueza de especies (Tabla 8). Sin embargo, el número de individuos recolectados en cada sitio no presentó diferencias estadísticamente significativas ($H=7,60$, $gl=7$, $p=0,305$).

Tabla 8. Abundancia absoluta de cada especie encontrada en los distintos sitios de muestreo en la ciudad de Corrientes. El total de individuos colectados en cada sitio se presenta en la penúltima fila, y la riqueza específica en la última.

Especie	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6	Sitio 7	Sitio 8
<i>Lutzomyia longipalpis</i>	702	51	3	1	6	10	10	31
<i>Nyssomyia neivai</i>	40	2	11	1	9	1	4	10
<i>Migonemyia migonei</i>	20	81	6	1	0	2	0	8
<i>Psathyromyia bigeniculata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Evandromia sallesi</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Nyssomyia whitmani</i>	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Evandromia cortelezzi-sallesi</i>	0	6	1	4	1	0	0	2
Total	1177	140	24	7	20	13	14	51
Riqueza de spp.	3	4	5	6	3	3	2	4

En cuanto a las dos especies más abundantes, *Lu. longipalpis* se encontró en todos los sitios de muestreo predominando en el Sitio 1 (86,24% de la abundancia total de la

especie), seguido del Sitio 2 (6,27%). *Migonemyia migonei*, por el contrario, predominó en el Sitio 2 (68,64%), seguido del Sitio 1 (17,00%) y no se halló en los Sitios 5 y 7 (Fig. 12).

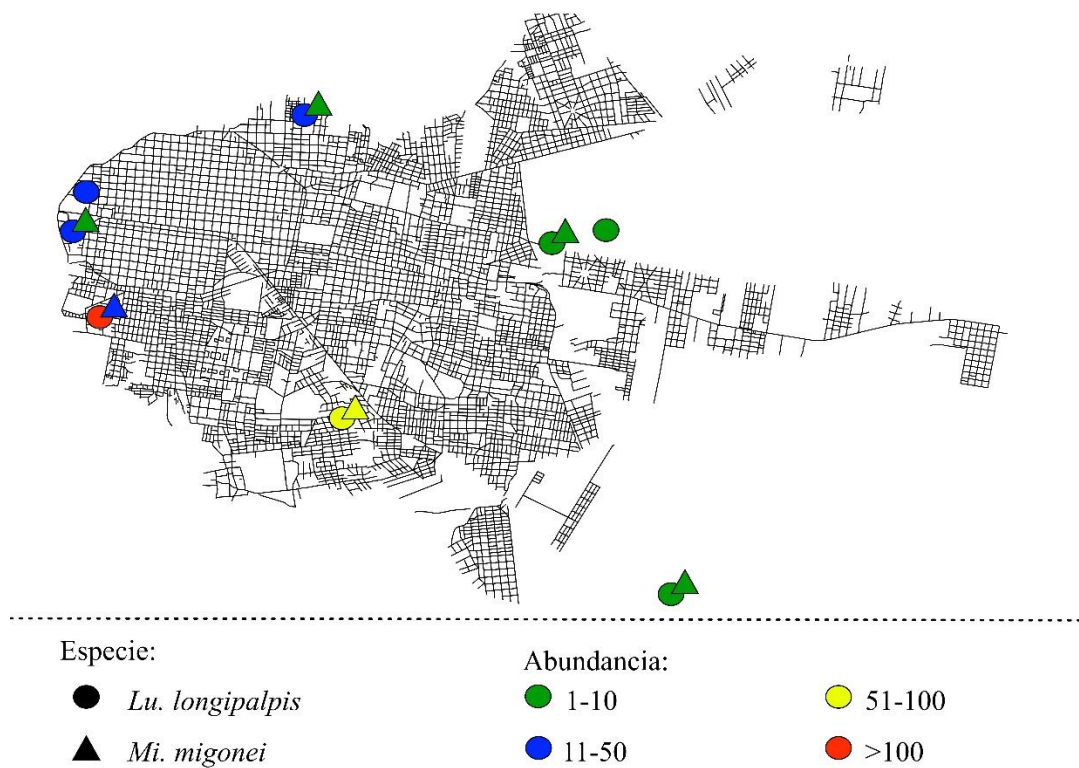


Fig. 12. Distribución de abundancias acumuladas de *Lu. longipalpis* y *Mi. migonei* halladas en cada sitio de muestreo en la ciudad de Corrientes.

Los Sitios 3 y 4 fueron los que presentaron la mayor riqueza de especies, mientras que el Sitio 7 la menor (Tabla 8). La diversidad de especies calculada mediante el índice de Shannon-Wiener (Tabla 9) señala que el Sitio 4 es el que albergó la mayor cantidad y equitatividad de especies ($H' = 1,581$) encontrándose todas las especies halladas excepto *Ny. whitmani*. Este es seguido por el Sitio 3 ($H' = 1,356$), el que careció de ejemplares de *Ev. sallesi* y *Pa. bigeniculata*. Por el contrario, el Sitio 1 es el que presentó la menor diversidad ($H' = 0,3258$) predominado por *Lu. longipalpis*, como ya se mencionó anteriormente.

Por su parte, el Sitio 4 fue el que presentó el menor valor del índice de Simpson ($D = 0,2593$), en donde no hubo dominancia de ninguna especie, mientras que el Sitio 1 tuvo un valor de 0,8522 reflejando la dominancia de *Lu. longipalpis* (Tabla 9).

Tabla 9. Índices de diversidad de especies de flebótomos colectados en cada sitio de muestreo en la ciudad de Corrientes.

Sitios	Índice de Simpson	Índice de Shannon-Wiener
1	0,8522	0,3258
2	0,4761	0,8537
3	0,3056	1,356
4	0,2593	1,581
5	0,4609	0,8647
6	0,6213	0,6871
7	0,5918	0,5983
8	0,4341	1,04

La abundancia total de flebótomos fue aproximadamente cinco veces mayor en el año 2013 (860 individuos) que en el 2012 (169). A su vez, se observó que *Mi. migonei* fue la especie predominante en el 2012 (57,99% del total de individuos colectados para ese año) y *Lu. longipalpis* la del 2013 (90,23%).

Cuando se analizó la abundancia total de especies por estación del año, el otoño de 2012 fue la estación con mayor número de individuos recolectados (67,45% del total anual), mientras que invierno fue la de menor ya que no se encontraron insectos. En 2013, la de mayor abundancia (51,05%) se encontró durante el invierno, en tanto que la menor fue durante la primavera (solo se halló un representante de *Ny. neivai*) ($H=16,75$; $gl=7$; $p=0,0062$).

La riqueza de especies fue más elevada en otoño de 2012, seguido por verano del mismo año y más baja en invierno del 2012 y primavera del 2013 ($H=18,57$; $gl=7$; $p=0,0022$) (Tabla 10).

Tabla 10. Abundancia absoluta de cada especie encontrada en las distintas estaciones del período de muestreo en la ciudad de Corrientes. El total de individuos colectados en cada estación se presenta en la penúltima fila, y la riqueza específica en la última.

Especie	Otoño 2012	Invierno 2012	Primavera 2012	Verano 2012- 2013	Otoño 2013	Invierno 2013	Primavera 2013	Verano 2013- 2014
<i>Migonemyia migonei</i>	89	0	3	6	20	0	0	0
<i>Lutzomyia longipalpis</i>	12	0	6	20	345	398	0	33
<i>Evandromia cortelezzi-sallei</i>	9	0	0	5	0	0	0	0
<i>Nyssomyia neivai</i>	2	0	2	10	16	41	1	6
<i>Evandromia sallesi</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psathyromyia bigeniculata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nyssomyia whitmani</i>	0	0	0	3	0	0	0	0
Total	114	0	11	44	381	439	1	39
Riqueza de spp.	6	0	3	5	3	2	1	2

Migonemyia migonei fue recolectada en mayor número en otoño de 2012 (75,43% de la abundancia total de la especie) y, en menor medida en invierno cuando no se colectaron especímenes ($H=7,49$; $gl=7$; $p=0,0046$). Por otro lado, otoño e invierno fueron las estaciones donde se colectaron más individuos de *Lu. longipalpis* (43,86% y 48,89% de la abundancia total de la especie respectivamente) y en menor medida en primavera (0,74% del total). Sin embargo, estas diferencias de abundancia de *Lu. longipalpis* no fueron estadísticamente significativas ($H=5,55$; $gl=7$; $p=0,2646$) (Fig. 13).

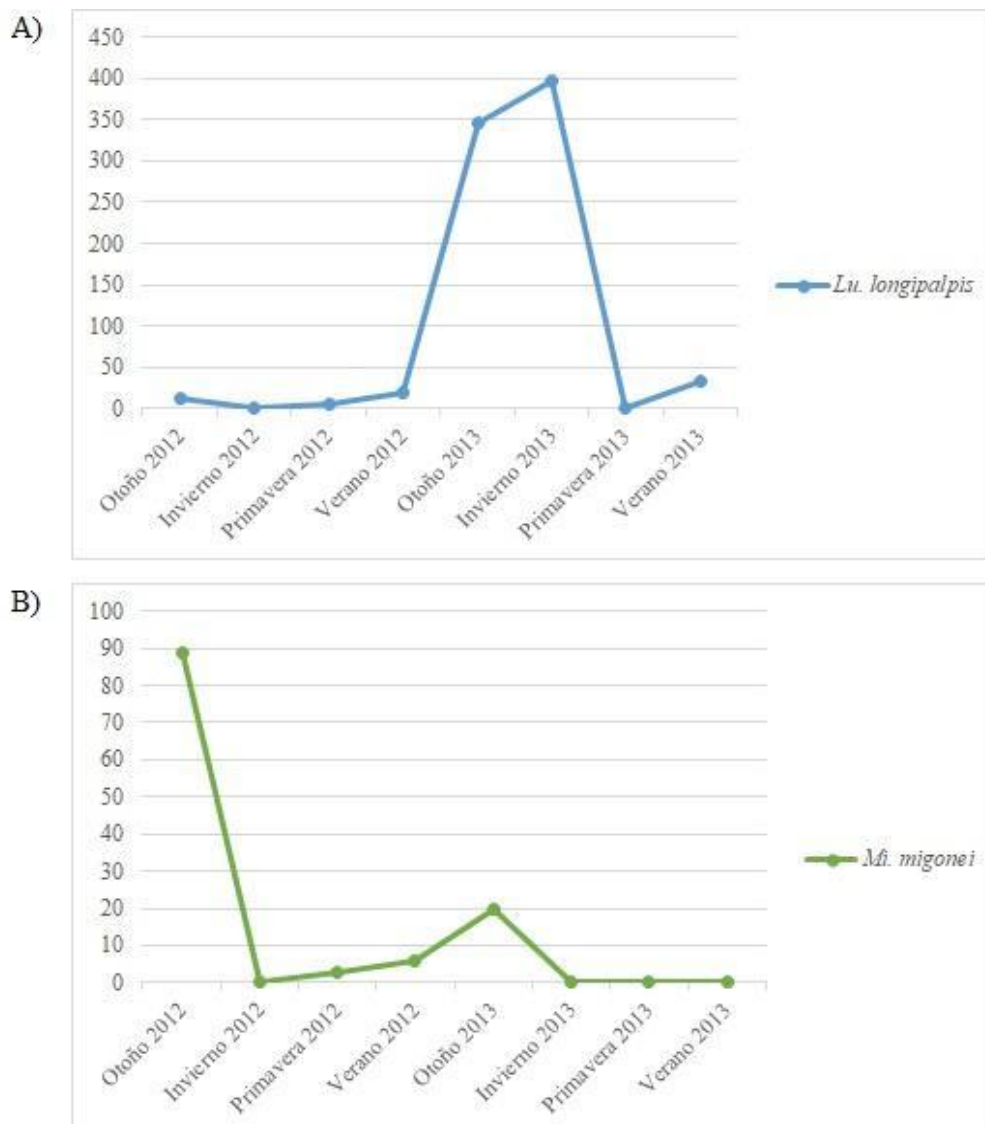


Fig. 13. Abundancia total por estación del año de A) *Lu. longipalpis* y B) *Mi. migonei* halladas en la ciudad de Corrientes durante todo el período de muestreo.

La diversidad de especies calculada según el índice de Shannon-Wiener (Tabla 11) señala que existió una diferencia interanual entre los índices de diversidad, mayor en 2012, que en 2013. El verano de 2012 es el que albergó la mayor cantidad de especies ($H' = 1,397$) encontrándose todas las especies halladas excepto *Pa. bigeniculata* y *Ev. sallesi*. Este es seguido por la primavera de 2012 ($H' = 0,9949$), contando con ejemplares de las tres especies más abundantes *Lu. longipalpis* y *Mi. migonei* y *Ny. neivai*. Por el contrario, el invierno de 2013 es el que presentó la menor diversidad ($H' = 0,3103$) cuando predominó *Lu. longipalpis* que representó el 90,66% del total de individuos capturados en esa estación.

Además, esa fue la temporada que presentó el mayor valor del índice de Simpson ($D = 0,8307$), reflejando la poca equitatividad de abundancias de especies y la dominancia de *Lu. longipalpis* (Tabla 11). Si bien la primavera de 2013 fue la estación con el mayor valor del índice de Simpson, esto se debió a que solo se encontró un único ejemplar.

Tabla 11. Índices de diversidad de especies de flebótomos colectados por estación del año entre 2012 y 2013 en la ciudad de Corrientes.

Estaciones	Índice de Simpson	Índice de Shannon-Wiener
Otoño 2012	0,6273	0,7847
Primavera 2012	0,4050	0,9949
Invierno 2012	-	-
Verano 2012	0,2944	1,397
Otoño 2013	0,8245	0,3777
Primavera 2013	1	0
Invierno 2013	0,8307	0,3103
Verano 2013	0,7396	0,4293

Estructura del paisaje

La ciudad de Corrientes presenta un centro urbano hacia el este del Río Paraná rodeado por estratos herbáceos y árboles. El promedio de las clasificaciones de las imágenes satelitales permitió identificar a las coberturas del paisaje “Herbácea” (33,91%) y “Urbana” (22,78%) como las predominantes en la ciudad, seguidas de “Agua” (19,80%), “Arbórea” (14,86%) y “Suelo desnudo” con el menor porcentaje de cobertura (8,65%) (Fig. 14).

Todas las clasificaciones contaron con un índice Kappa mayor a 0,75 siendo de considerables a casi perfectas según la valoración de Landis & Koch (Tablas 1-6 del Anexo).

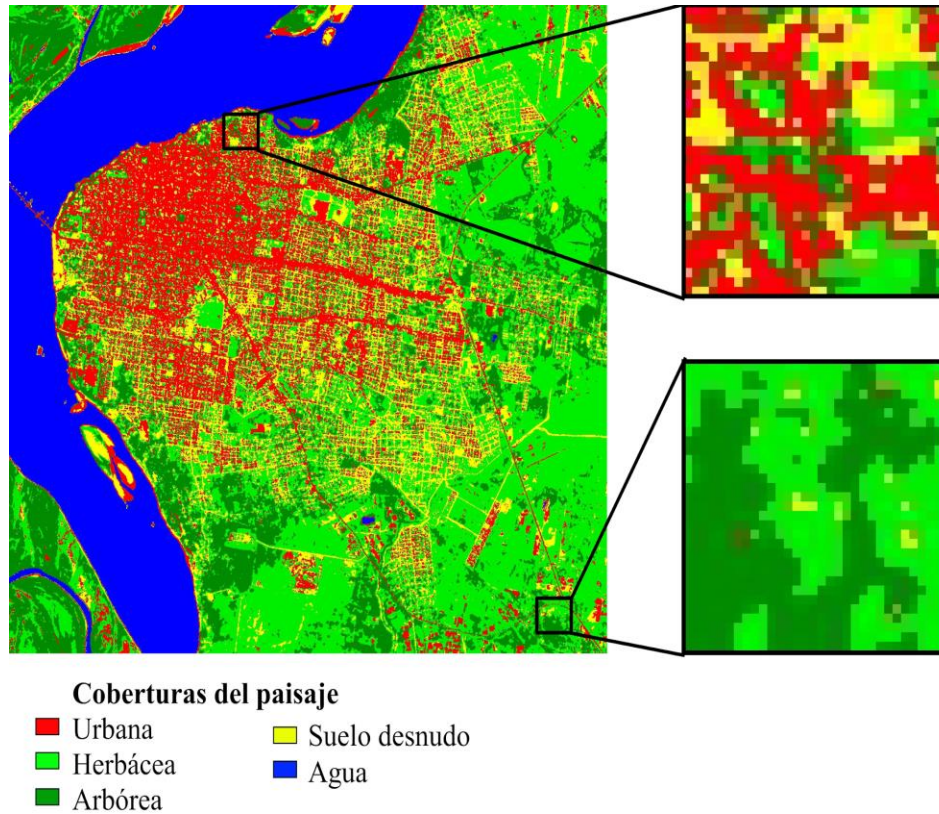


Fig. 14 Imagen clasificada para la ciudad de Corrientes del 31 de enero de 2013. En el recuadro superior derecho se observa un acercamiento del Sitio 6 y en el recuadro inferior derecho uno del Sitio 3, los cuales presentan diferentes proporciones de las coberturas del paisaje.

En cuanto a las áreas de influencia, se observaron diferencias significativas entre los porcentajes de las coberturas del paisaje y el NDVI, entre los distintos sitios de muestreo mediante un test de Kruskal-Wallis. El NDWI no presentó diferencias significativas a nivel espacial ($H=12,74$, $gl=7$, $p=0,0786$). La clase “agua” estuvo ausente en las áreas de influencia consideradas por lo cual no fue considerada en los análisis posteriores.

Durante el estudio, las altas abundancias de *Lu. longipalpis* fueron encontradas en los sitios próximos al centro urbano de la ciudad. El Sitio 1, donde se encontró el mayor número de individuos de la especie, presentó un gran porcentaje de Urb, valores intermedios de Arb y bajo porcentaje de Herb. Lo mismo se observó en el Sitio 2.

Por el contrario, los Sitios 3, 4 y 5 (con baja abundancia de *Lu. longipalpis*) se caracterizaron por tener más cobertura Herb y Arb con poco desarrollo urbano. Los valores

de NDVI fueron mayores en estos sitios, los cuales se encuentran en la periferia de la ciudad, con poca urbanización y abundante vegetación.

En el caso de *Mi. migonei*, la especie no exhibió un patrón claro ya que en los Sitios 5 y 4 (con 0 y 1 individuos colectados respectivamente) se caracterizaron por bajo desarrollo urbano y gran cobertura arbórea, mientras que en sitios donde también se hallaron pocos individuos (Sitios 6, 7 y 8) presentaron mucho porcentaje de Urb y poco de Arb. El Sitio 2, donde se halló el mayor número de individuos en el año 2012 presentó un valor intermedio de NDVI (0,08 entre un rango de valores de -0,261 a 0,353).

A partir del análisis de los árboles de decisión se logró visualizar que Arb era la principal variable asociada con la abundancia de *Lu. longipalpis*, seguido de Urb, Herb, NDWI, Suelo y NDVI. Por el contrario, para *Mi. migonei* el orden de las variables explicativas fue de mayor a menor peso: NDVI, Suelo, Arb, Herb, Urb y NDWI.

En los análisis GLMs univariados se observó que la variable Arb es la que presentó el menor valor AICc para *Lu. longipalpis* (Tabla 12), mientras que para *Mi. migonei* el NDVI fue la única variable significativa ($p < 0,001$) (Tabla 13). En segundo lugar, se generaron los modelos multivariados, paso a paso hacia adelante, considerando los modelos univariados de la tabla 13 y 14 y las interacciones (ya mencionadas en Materiales y Métodos) que presentaron p significativos, para ir incorporando las variables.

Tabla 12. Modelos univariados que se utilizaron para describir la abundancia de *Lu. longipalpis* en la ciudad de Corrientes. Se observan los valores de AICc y el valor de significancia p para cada uno.

Variable	AICc	Valor p
Arb	206,4	0,0018
Urb	208,4	0,0052
NDWI	209,7	0,267
NDVI	210,1	0,499
Herb	210,3	0,925
Suelo	210,3	0,941

Tabla 13. Valores de AICc para los GLM univariados y los que incluyeron interacciones, que se utilizaron para describir la abundancia de *Mi. migonei* en la ciudad de Corrientes.

Variable	AICc	Valor <i>p</i>
NDVI	68,0	0,0003
NDWI	72,8	0,1060
Suelo	74,8	0,4737
Urb	75,0	0,5214
Arb	75,1	0,9352
Herb	75,1	0,7587

De la comparación de los indicadores de bondad de ajuste (AICc) y del peso de cada GLM se concluye que el modelo que mejor ajusta a la variación de los datos es que el incluye: (1) Para *Lu. longipalpis* en primer lugar la interacción Arb*NDWI, Urb, Arb y NDWI, y (2) para *Mi. migonei* el GLM univariado de NDVI, debido que el agregado de más variables en los modelos de ambas especies no fue significativo (cambio de AICc menor a 2).

Los coeficientes para cada variable explicativa incluida en el GLM final obtenido para cada especie, se detallan en la Tabla 14. Se observa que para *Lu. longipalpis* la variable Urb y la interacción Arb*NDWI fueron las únicas que presentaron significación estadística. Como último análisis se observó el vif de cada variable incluida en los modelos y todos ellos fueron menores a 5.

Tabla 14. Coeficientes de los modelos seleccionados para *Lu. longipalpis* y *Mi. migonei*.

Modelo	Variable	Estimador	Error estándar	Valor z	Valor <i>p</i>
<i>Lu. longipalpis</i>	Arb*NDWI	-4,7589	0,9287	-5,124	<0,0001*
	Urb	1,8958	0,6350	2,985	0,0028*
	NDWI	-1,0454	0,6784	-1,541	0,1233
	Arb	0,0989	0,6963	0,142	0,8871
<i>Mi. migonei</i>	NDVI	2,8239	0,7831	3,606	<0,0001*

*valores $p < 0,05$, la variable presenta significación estadística.

DISCUSIÓN

El presente estudio llevado a cabo en la ciudad de Corrientes entre los años 2012 y 2014 permitió registrar la prevalencia de *Lu. longipalpis*, *Mi. migonei*, *Ny. neivai*, *Ev. cortelezzi-sallesi*, *Ev. sallesi* y *Ny. whitmani*, especies que con anterioridad se habían encontrado en la ciudad (Salomón *et al.*, 2009). A su vez, fue hallada en una ocasión de muestreo *Pa. bigeniculata* de la cual no se poseía registro en la localidad.

Haber encontrado ejemplares de estas especies de flebótomos es de suma importancia ya que han sido mencionadas en la bibliografía como vectores de Leishmaniasis. *Lutzomyia longipalpis* fue señalada como el principal vector en América de *Leishmania infantum*, parásito transmisor de la LV (Salomón *et al.*, 2009; Brazil *et al.*, 2015), mientras que *Mi. migonei*, *Ny. neivai*, *Ev. cortelezzi-sallesi* y *Ny. whitmani* han sido incriminadas como vectores de LC transmitiendo *Le. braziliensis*, el parásito responsable de los brotes de la enfermedad causados en Argentina (Salomón *et al.*, 2006b; Brazil *et al.*, 2015; Moya *et al.*, 2015). *Migonemyia migonei* además ha sido reportado como posible vector de LV en focos donde no se encontró ejemplares de *Lu. longipalpis* lo cual remarca su importancia sanitaria (Moya *et al.*, 2015).

La predominancia de individuos de *Lu. longipalpis* (79,01%) en la ciudad de Corrientes es consistente con estudios donde se han hallado valores similares en otras ciudades del país (73% en Puerto Iguazú-Misiones, 89,13% en Clorinda-Formosa y 98,35% en Santo Tomé-Corrientes) (Santini *et al.*, 2015; Gómez-Bravo *et al.*, 2017; Santini *et al.*, 2017). Esta alta abundancia relativa y la presencia de la especie en todos los sitios de muestreo y en casi la totalidad de las estaciones del año, confirman la persistencia de la especie en condiciones antropogénicas, coincidiendo con numerosos estudios que han demostrado que el insecto se adapta fácilmente al entorno urbano. Los factores por los cuales se adaptó aun no fueron aclarados, pero se encontrarían relacionados con las condiciones ambientales presentes en el ambiente urbano, y que permiten el establecimiento de criaderos para el vector (Maia-Elkhoury *et al.* 2008; Afonso *et al.*, 2012; Santini *et al.*, 2015).

Los cambios en el ambiente y por ende en las coberturas del paisaje que ocurren en las ciudades han sido un factor primordial en la expansión y urbanización del vector, aumentando el contacto entre este y la población, y el riesgo a la transmisión de LV (Silva *et al.*, 2014).

La presencia de una especie en particular está determinada por su adaptación a las condiciones ambientales y las interacciones competitivas con otras especies (Ricklefs, 2003). En este estudio, los sitios con más riqueza y equitatividad de individuos de especies han sido los que presentaron los mayores porcentajes de vegetación, en coincidencia con lo hallado por Oliveira *et al.* (2003) y Chanampa *et al.* (2018). Por el contrario, los sitios con mayor cobertura urbana presentaron los valores más bajos en riqueza y más altos en predominancia de *Lu. longipalpis*, lo cual reflejaría la adaptación de esta especie al contexto urbano, lo cual coincide con Rangel & Vilela (2008) quienes mencionan un evidente proceso de adaptación de esta especie a áreas urbanas, debido a la capacidad del vector para colonizar esas áreas. Ambientes urbanos contienen nuevas fuentes de alimentos (animales de corral y/o domésticos, animales que se encuentran en la basura y hasta el propio ser humano) y presentan acumulación de residuos que favorecen el desarrollo de los estadios inmaduros y funcionan como refugio para los adultos (Ramos *et al.*, 2014), debido a ellos es posible encontrar especies como *Lu. longipalpis* en estos ambientes.

Los valores de riqueza específica e índices de diversidad presentaron variaciones durante el periodo de muestreo, indicando cambios en la composición de la comunidad a lo largo del tiempo. En las estaciones de verano y otoño es más probable encontrar mayor número de especies y equitatividad de las mismas, lo que coincide con lo registrado por Fernández (2012) y Santini *et al.* (2017) en la provincia de Misiones y por Cabrera (2017) en la provincia de Jujuy. En este período de tiempo no se observó dominancia de ninguna especie en particular. Cuando se analizó la variación temporal de *Lu. longipalpis* y *Mi. migonei* se observó que las mismas fueron encontradas en mayor número en las estaciones de otoño e invierno, cuando la primera especie predominó en 2013 y la segunda en 2012. Adicionalmente, en esta época la diversidad de especies reflejada por el índice de Shannon-Wiener y el índice de Simpson fue menor.

Mecanismos como la competencia inter-específica podrían estar regulando la presencia de determinadas especies de flebótomos en la ciudad de Corrientes en el tiempo y en el espacio. Especies como *Lu. longipalpis* y *Mi. migonei*, que se encuentran mejor adaptadas a ambientes urbanos, podrían estar encontrando refugio y alimento en estos centros con baja competencia inter-específica, aun en los meses más fríos, por lo que el contacto vector-

humano puede ocurrir durante todo el año, siendo posible la continuidad de la transmisión de la enfermedad a lo largo del tiempo.

El uso de sensores remotos y el procesamiento de imágenes satelitales permitió determinar que la interacción entre la cobertura arbórea y NDWI, y la cobertura urbana en las áreas de influencia tomadas alrededor de los sitios de muestreo estarían ejerciendo un efecto significativo en la variación temporal de la abundancia de *Lu. longipalpis*. Esto podría estar indicando que áreas con mayor grado de urbanización son más adecuadas para el desarrollo de la especie, lo cual coincide con Santini *et al* (2017). Si bien en muchos otros estudios se ha observado una asociación positiva entre la proporción de árboles y la abundancia de *Lu. longipalpis*, Fernández *et al.* (2010) hallaron en Misiones que esta asociación se presentaba en sitios de áreas urbanas, no en grandes parches verdes en el borde de la ciudad, coincidiendo con lo expuesto por Salomón *et al.* (2015) quienes afirman que áreas verdes dentro de centros urbanos se asociarían con los primeros pasos de la colonización de *Lu. longipalpis*. En este estudio, las áreas de influencia que presentaron mayor porcentaje de cobertura arbórea fueron las que poseían menor número de individuos del vector a lo largo del tiempo, mientras que en las áreas con bajo porcentaje de arbórea pero gran cantidad de áreas urbanas abundaron los insectos. Cabe destacar que la especie fue encontrada por primera vez en la ciudad de Corrientes en 2008 por lo cual su distribución estaría ampliándose (Salomón *et al.*, 2011).

No se han reportado estudios que asocien negativamente la abundancia de la especie con la cobertura arbórea, pero si se ha encontrado esta relación con el NDVI el cual en gran medida refleja qué cobertura del paisaje existe en un lugar determinado, a partir de los valores que este índice toma. Esta asociación negativa reflejaría que sitios con escasa cobertura arbórea y humedad contenida en la vegetación, serían los óptimos para que *Lu. longipalpis* pudiera completar su ciclo reproductivo, lo cual en cierto grado se relaciona con la adaptación de esta especie a ambientes urbanos. Bavía *et al.* (2005) y Lainson y Rangel (2005) en Brasil y Gómez-Bravo *et al.* (2017) en Formosa, Argentina observaron que sitios con bajo NDVI presentaron mayor abundancia de esta especie. A sí mismo, entre los sitios de cría citados en otros estudios para los estadios inmaduros de los flebótomos se asociaron: construcciones abandonadas, suelo de las viviendas, refugios de animales, rocas y grietas en el suelo, material orgánico en descomposición, entre otros. Estos sitios, que a

su vez pueden servir de refugio para los insectos adultos, presentan baja cobertura arbórea y se caracterizan por tener valores negativos de NDWI lo cual podría explicar la asociación negativa encontrada en este estudio (Feliciangeli, 2004; Gómez-Bravo *et al.*, 2017).

Se ha sugerido que el crecimiento poblacional de este vector estaría determinado por la disponibilidad de alimento sanguíneo, lo cual reflejaría una asociación de este con ambientes rurales y urbanos donde existe la presencia de humanos y animales de corral, o incluso mascotas como perros, lo que facilitaría su adaptación a las viviendas humanas y su predominancia en las mismas (Vilela *et al.*, 2011). En estudios posteriores, se debería realizar investigaciones que consideren esta variable y ver si la inclusión de los factores presencia de animales y baja cobertura arbórea tiene mejor predictibilidad para la variación temporal de la abundancia de *Lu. longipalpis* en la ciudad de Corrientes.

La predominancia de *Mi. migonei*, reportada en 2012 en este estudio en la zona, no había sido notificada con anterioridad (si en otras ciudad de la Región Chaqueña por Szelag *et al.*, 2017), lo cual es significativo debido a la importancia sanitaria de esta especie. En la bibliografía, se la describe como una especie que se encuentra en ambientes boscosos, pero también en viviendas y refugios de animales, generalmente en el periurbano (Fernández, 2012). Encontrarla en gran abundancia en la ciudad significaría que esta se encuentra presente en ambientes urbanos, posibilitándose el contacto con el hombre.

El análisis de las variables obtenidas de las imágenes satelitales, determinó que el NDVI se asocia positivamente con la mayor abundancia de *Mi. migonei*, lo que coincide con Chanampa *et al.* (2018). Sitios con valores altos de NDVI propician buenas condiciones para el desarrollo de los estadios inmaduros como la acumulación de materia orgánica y de hojarasca en el suelo, y sitios de cría como huecos en los árboles o el suelo debajo de los mismos, y a su vez, proporcionan sombra y refugio a estos insectos. (Feliciangeli, 2004). Cuando estos sitios se encuentran inmersos en los centros urbanos (como una plaza, por ejemplo), generan zonas de contacto y aumentan los riesgos de transmisión del parásito.

El hecho de que las dos especies aquí estudiadas exhiban diferentes aptitudes en la ciudad de Corrientes es de suma importancia, ya que esto podría estar indicando que el riesgo de transmisión de la enfermedad estaría presente tanto en zonas verdes como en zonas urbanas a lo largo de todo el año.

En conclusión, en base a los resultados obtenidos, este estudio permitió identificar a partir del uso de imágenes satelitales, qué coberturas del paisaje ejercían un efecto significativo en la variación temporal de las abundancias de *Lu. longipalpis* y *Mi. migonei*, dos especies incriminadas como vectores de Leishmaniasis en la ciudad de Corrientes. El uso de imágenes satelitales de fácil acceso y bajo costo, y el desarrollo de modelos de variaciones temporales son de gran utilidad para caracterizar el ambiente a nivel de microescala de especies de flebótomos e identificar zonas de riesgo y aplicar medidas para la prevención de la transmisión, y el manejo y control vectorial.

ANEXO

RESULTADOS

Estructura del paisaje

Tabla 1. Matriz de confusión de la clasificación supervisada con el método de máxima verosimilitud, de la imagen SPOT 5 correspondiente a la estación otoño 2012. El valor del índice de kappa fue de 1.

Verdad de terreno (%)							Error de comisión	
Clases	Urb	Agua	Suelo	Herb	Arb	%	Píxeles	
Urb	93	0	0	0	0	0	0/93	
Agua	0	82	0	0	0	0	0/82	
Suelo	0	0	64	0	0	0	0/64	
Herb	0	0	0	82	0	0	0/82	
Arb	0	0	0	0	65	0	0/65	
Error de omisión	%	0	0	0	0	0		
	Píxeles	0/93	0/82	0/64	0/82	0/65		

Tabla 2. Matriz de confusión de la clasificación supervisada con el método de máxima verosimilitud, de la imagen SPOT 5 correspondiente a la estación primavera 2012. El valor del índice de kappa fue de 0,916.

Verdad de terreno (%)							Error de comisión	
Clases	Urb	Agua	Suelo	Herb	Arb	%	Píxeles	
Urb	93	0	13	0	11	20,51	24/117	
Agua	0	82	0	0	0	0	0/82	
Suelo	0	0	51	7	0	12,07	7/58	
Herb	0	0	0	75	7	08,54	7/82	
Arb	0	0	0	0	47	0	0/47	
Error de omisión	%	0	0	20,31	8,54	27,69		
	Píxeles	0/93	0/82	13/64	7/82	18/65		

Tabla 3. Matriz de confusión de la clasificación supervisada con el método de máxima verosimilitud, de la imagen SPOT 5 correspondiente a la estación verano 2012-2013. El valor del índice de kappa fue de 0,760.

Verdad de terreno (%)						Error de comisión	
Clases	Urb	Agua	Suelo	Herb	Arb	%	Píxeles
Urb	93	0	9	0	3	11,43	12/105
Agua	0	82	0	0	0	0	0/82
Suelo	0	0	55	1	0	1,79	1/56
Herb	0	0	0	31	12	27,91	12/43
Arb	0	0	0	50	50	50	50/100
Error de omisión	%	0	0	14,06	62,20	23,08	
	Píxeles	0/93	0/82	9/64	51/82	15/65	

Tabla 4. Matriz de confusión de la clasificación supervisada con el método de máxima verosimilitud, de la imagen SPOT 5 correspondiente a la estación otoño 2013. El valor del índice de kappa fue de 0,882.

Verdad de terreno (%)						Error de comisión	
Clases	Urb	Agua	Suelo	Herb	Arb	%	Píxeles
Urb	93	0	8	0	1	8,82	9/102
Agua	0	82	2	0	0	2,38	2/84
Suelo	0	0	54	1	0	1,82	1/55
Herb	0	0	0	81	24	22,86	24/105
Arb	0	0	0	0	40	0	0/40
Error de omisión	%	0	0	15,63	1,22	38,46	
	Píxeles	0/93	0/82	10/64	1/82	25/65	

Tabla 5. Matriz de confusión de la clasificación supervisada con el método de máxima verosimilitud, de la imagen SPOT 5 correspondiente a la estación invierno 2013. El valor del índice de kappa fue de 0,773.

Verdad de terreno (%)						Error de comisión	
Clases	Urb	Agua	Suelo	Herb	Arb	%	Píxeles
Urb	93	0	14	3	3	17,70	20/113
Agua	0	82	19	0	0	18,81	19/101
Suelo	0	0	31	8	0	20,51	8/39
Herb	0	0	0	71	22	23,66	22/93
Arb	0	0	0	0	40	0	0/40
Error de omisión	%	0	0	51,56	13,41	38,46	
	Píxeles	0/93	0/82	33/64	11/82	25/65	

Tabla 6. Matriz de confusión de la clasificación supervisada con el método de máxima verosimilitud, de la imagen SPOT 5 correspondiente a la estación verano 2013-2014. El valor del índice de kappa fue de 0,824.

Verdad de terreno (%)						Error de comisión	
Clases	Urb	Agua	Suelo	Herb	Arb	%	Píxeles
Urb	93	0	1	2	1	4,12	4/97
Agua	0	82	11	0	0	11,83	11/93
Suelo	0	0	52	17	1	25,71	18/70
Herb	0	0	0	63	21	25,00	21/84
Arb	0	0	0	0	42	0	0/42
Error de omisión	%	0	0	18,75	23,17	35,38	
	Píxeles	0/93	0/82	12/64	19/82	23/65	

BIBLIOGRAFÍA

- Amri, R., Zribi, M., Lili-Chabaane, Z., Duchemin, B., Gruhier, C. & Chehbouni, A. (2011). Analysis of vegetation behavior in a North African semi-arid region, using SPOT vegetation NDVI data. *Remote Sensing*, 3, 2568-2590.
- Arzamani, K., Vatandoost, H., Rassi, Y., Akhavan, A. A., Abai, M. R., Alavinia, M., Akbarzadeh, K., Mohebbali, M., & Rafizadeh, S. (2018). Richness and Diversity of Phlebotomine Sand Flies (Diptera: Psychodidae) in North Khorasan Province, Northeast of Iran. *Journal of Arthropod-Borne Diseases*, 12(3), 232-239.
- Barton, K. (2016). *MuMIn*: Multi-Model Inference. R package version 1.15.6. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bavia, M. E., Carneiro, D. D., Gurgel, H., da C, Madureira Filho, C. & Barbosa, M. G. (2005). Remote Sensing and Geographic Information Systems and risk of American visceral leishmaniasis in Bahia, Brazil. *Parassitologia*, 47: 165–169.
- Beck, L. R., Lobitz, B. M., & Wood, B. L. (2000). Remote sensing and human health: new sensors and new opportunities. *Emerging infectious diseases*, 6(3), 217-27.
- Berrozpe, P. (2017). Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas: Sistemas de información geográfica y modelos de distribución de abundancia de *Lutzomyia longipalpis* sensu lato (Díptera: Psychodidae: Phlebotominae) a escala de foco urbano, en la ciudad de Corrientes, Argentina. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.
- Bhunja, G. S., Dikhit, M. R., Kesari, S., Sahoo, G. C. & Das, P. (2011). Role of remote sensing, geographic bioinformatics system and bioinformatics in kala-azar epidemiology. *Journal of Biomedical Research*. 25(6): 373-384.
- Brazil, R. P., Rodrigues, A. A. F. & Filho, J. D. A. (2015). Sand Fly Vectors of Leishmania in the Americas - A Mini Review. *Entomology, Ornithology and Herpetology*, 4:144.
- Bruniard, E.D. (1978). El gran chaco argentino. Ensayo de interpretación geográfica. *Geográfica 4*, Resistencia, Chaco. Facultad de Humanidades, UNNE.
- Cabrera, A. L. (1976). Regiones fitogeográficas Argentinas. *Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería*. Buenos Aires: ACME. pp.85.

- Cabrera, C. H. A. (2017). Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas: El paisaje y su influencia en el comportamiento estacional de Phlebotominae (Diptera: Psychodidae) y casos humanos de leishmaniasis en la Provincia de Jujuy. Facultad de Matemática, Astronomía y Física e Instituto de Altos Estudios Espaciales Mario Gulich. Universidad Nacional de Córdoba.
- Casari, A. E., Monaco, N. Z., de Oliveira, E. F., Eguchi, G. U., Paranhos Filho, A. C., Pereira, L. E., Oshiro, E. T., Galati, E. A., Mateus, N. L. & de Oliveira, A. G. (2014). Spatiotemporal analysis of sandfly fauna (Diptera: Psychodidae) in an endemic area of visceral leishmaniasis at Pantanal, central South America. *Parasites & Vectors*. 7: 364.
- Chanampa, M. M., Gleiser, R. M., Hoyos, C. L., Copa, G. N., Mangudo, C., Nasser, J. R. & Gil, J. F. (2018). Vegetation Cover and Microspatial Distribution of Sand Flies (Diptera: Psychodidae) in an Endemic Locality for Cutaneous Leishmaniasis in Northern Argentina. *Journal of Medical Entomology*, 55(6): 1–9.
- Chuvieco Salinero, E. (2002). Teledetección ambiental. *Ariel Ciencia*. Barcelona, España. 586 pp.
- Costa, P. L., Dantas-Torres, F., Da Silva, F. J., Guimarães, V. C., Gaudêncio, K. & Brandão-Filho, S. P. (2013). Ecology of *Lutzomyia longipalpis* in an area of visceral Leishmaniasis transmission in north-eastern Brazil. *Acta Tropica*, 126: 99-102.
- de Andrade, A. R., da Silva, B. A., Cristaldo, G., de Andrade, S. M., Filho, A. C., Ribeiro, A., da Cunha Santos, M. F. & Andreotti, R. (2014). Spatial distribution and environmental factors associated to phlebotomine fauna in a border area of transmission of visceral leishmaniasis in Mato Grosso do Sul, Brazil. *Parasit Vectors*, 7: 260.
- de Elia, E., Elorza, C., Horlent, N., Lamaro, A., Lanfri, M., Otero, J., Pons, D., Porcasi, X., Rotela, C., Scavuzzo, M. & Torrusio, S. (2014). Epidemiología Panorámica: Introducción al uso de herramientas geoespaciales aplicadas a la salud pública. Comisión Nacional de Actividades Espaciales; Ministerio de Planificación Federal Inversión Pública y Servicios Ministerio de Salud de la Nación. Dirección de Epidemiología. 1-6. 105pp.

- de la Rocque, S., Michel, V., Plazanet, D. & Pin, R. (2004). Remote sensing and epidemiology: examples of applications for two vector-borne diseases. *Comparative Immunology, Microbiology & Infectious Diseases*. 27(5): 331–341.
- de Oliveira, E. F., E Silva, E. A., Santos Fernandes, C. E., Parahos Filho, A. C., Gamarra R. M., Ribeiro A. A., Peçanha Brazil R. & Gutierrez De Oliveira A. (2012). Biotic factors and occurrence of *Lutzomyia longipalpis* in endemic area of visceral leishmaniasis, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 107(3): 396-401.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M. & Robledo, C.W. (2014), InfoStat versión 2014. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar>
- ENVI (2013). The Environment for Visualizing Images. Research System, Inc. Version 5.1 Boulder, CO.
- ESA Copernicus Services Coordinated Interface. SPOT-5. Disponible en: <https://spacedata.copernicus.eu/web/cscda/missions/spot-5>
- Falcão de Oliveira, E., Casaril, A.E., Fernandes, W.S., Ravanelli, M.S., Medeiros, M.J. & Gamarra, R.M., et al. (2016). Monthly Distribution of Phlebotomine Sand Flies, and Biotic and Abiotic Factors Related to Their Abundance, in an Urban Area to Which Visceral Leishmaniasis Is Endemic in Corumbá, Brazil. *Plos one*. 11(10): e0165155.
- Feliciangeli, M. D. (2004). Natural breeding places of phlebotomine sandflies. *Medical and Veterinary Entomology*, 18(4): 453.
- Fernández, M. S. (2012). Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas: Eco-epidemiología de vectores de *Leishmania* spp. en el noreste de la Argentina (Provincia de Misiones). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Fernández, M. S., Salomón, O. D., Cavia, R., Perez, A. A., Acardi, S. A. & Guccione, J. D. (2010). *Lutzomyia longipalpis* spatial distribution and association with environmental variables in an urban focus of visceral leishmaniasis, Misiones, Argentina. *Acta Tropica*. 114(2): 81-87.

- Fox, J. & Weisberg, S. (2011). *An {R} Companion to Applied Regression*, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage.
<http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>
- Gao, X., Xiao, J. H., Liu, B. Y. & Wang, H. B. (2018). Impact of meteorological and geographical factors on the distribution of *Phlebotomus chinensis* in northwestern mainland China. *Medical and Veterinary Entomology*.
- Gao, B. C. (1996). NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*. 58: 257-266.
- Gómez-Bravo, A., German, A., Abril, M., Scavuzzo, M. & Salomón, O. D. (2017). Spatial population dynamics and temporal analysis of the distribution of *Lutzomyia longipalpis* (Lutz & Neiva, 1912) (Diptera: Psychodidae: Phlebotominae) in the city of Clorinda, Formosa, Argentina. *Parasites & Vectors*. 10:352.
- Gould, I. T., Perner, M. S., Santini, M. S., Saavedra, S. B., Bezzi, G., Maglianese, M. I., Antman, J. G., Gutiérrez, J. A., & Salomón, O. D. (2013). Leishmaniasis visceral en la Argentina: Notificación y situación vectorial (2006-2012). *Medicina (Buenos Aires)*, 73(2), 104-110.
- Hammer, O., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleont Electron*. 4: 9.
- INDEC. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos 2010. *Censo Nacional 2010*.
- Johnson, J. B., & Omland, K. S. (2004). Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*. 19(2): 101–108.
- Kaya, S., Sokol, J. & Pultz, T.J. (2004). Monitoring environmental indicators of vector-borne disease from space: a new opportunity for RADARSAT-2. *Canadian Journal of Remote Sensing*. 30(3): 560-565.
- Labrador García, M., Évora Brondo, J.A. & Pérez, M.A. (2012). Satélites de Teledetección para la gestión del territorio. *Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Aguas. Gobierno de Canarias*. Grupo de Observación de la Tierra y la Atmósfera (GOTA). Universidad de La Laguna IROA, S.A. Canarias, España.
- Lainson, R. & Rangel, E. F. (2005). *Lutzomyia longipalpis* and the eco-epidemiology of American visceral leishmaniasis, with particular reference to Brazil: a review. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 100(8): 811-827.

- Landis, J., & Koch, G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33(1): 159-174.
- Lizarazo, I. (2008). Clasificación de la cobertura y del uso del suelo urbano usando imágenes de satélite y algoritmos supervisados de inteligencia artificial. *UD Y La Geomática*, (2): 4-18.
- Magurran, A. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwells. Oxford, UK.
- Maia-Elkhoury, A. N., Alves, W. A., Sousa-Gomes, M. L., Sena, J. M. & Luna, E. A. (2008). Leishmaniasis visceral en Brasil: tendencias y desafíos. *Cadernos de Saúde Pública*, 24 (12): 2941–2947.
- Oliveira, A. G., Andrade-Filho, J. D., Falcão, A. L. & Brazil, R. P. (2003). Estudo da fauna flebotomínea (Diptera: Psychodidae, Phlebotominae) na zona urbana da Cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil, 1999–2000. *Cadernos de Saúde Pública*, 19:933–944.
- Ontivero, I. M. (2017). Tesina de grado en Ciencias Biológicas: Diversidad y variación espacio-temporal de flebotomos (Diptera, Psychodidae) en la Planta Bajo Grande y peridomicilios aledaños, al Este de la ciudad de Córdoba. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba.
- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C. J., & Stenseth, N. C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(9), 503–510.
- Qian, Y., Zhou, W., Li, W., Han, L., 2015. Understanding the dynamic of green space in the urbanized area of Beijing based on high-resolution satellite images. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14, 39-47. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2014.11.006>
- Quintana M., Salomón O. D., Guerra R., Lizarralde De Grosso M. & Fuenzalida A. (2012). Phlebotominae of epidemiological importance in cutaneous leishmaniasis in northwestern Argentina: risk maps and ecological niche models. *Medical and Veterinary Entomology*. 27(1):39-48.
- R Core Team (2018). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org>
- Ramos, W. R., Medeiros, J. F., Julião, G. R., Ríos-Velásquez, C. M., Marialva, E. F., Desmoulière, S. J., Luz, S. L. & Pessoa, F. A. (2014). Anthropic effects on sand

- fly (Diptera: Psychodidae) abundance and diversity in an Amazonian rural settlement, Brazil. *Acta Tropica*, 139, 44–52.
- Rangel E. F. & Vilela M. L. (2008). *Lutzomyia longipalpis* (Diptera, Psychodidae, Phlebotominae) and urbanization of visceral leishmaniasis in Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, 24(12), 2948-2952.
- Rangel, E. F. & Lainson, R. (2003). Flebotomíneos do Brasil. *Fundação Oswaldo Cruz*. Rio de Janeiro. 367 pp.
- Ricklefs, R.E. (2003). A economia da natureza. *Rio de Janeiro: Guanabara Koogan Press*.
- Ripley, B. (2018). *tree*: Classification and Regression Trees. R package version 1.0-39. <https://CRAN.R-project.org/package=tree>
- Salomón O. D. (2005). Artrópodos de interés médico en argentina. *Fundación Mundo Sano. Serie Enfermedades Transmisibles*. Publicación Monográfica, vol. 6.
- Salomón O. D., Fernandez M. S., Santini M. S., Saavedra S., Montiel N., Ramos M. A., Rosa J. R., Szelag E. A. & Martinez M. F. (2011). Distribución de *Lutzomyia longipalpis* en la Mesopotamia Argentina, 2010. *Medicina (Buenos Aires)*, 71: 22-26.
- Salomón O. D., Mocarbel N. J., Pedroni E., Colombo J. & Sandillu M. (2006)b, Phlebotominae: Vectores de Leishmaniasis en las provincias de Santa Fe y Entre Ríos, Argentina. *Medicina (Buenos Aires)*, 66 (3): 220-224.
- Salomón O. D., Orellano P. W., Lamfri M., Scavuzzo M., Dri L., Farace M. I. & Quintana D. O. (2006)a. Phlebotominae spatial distribution associated with a focus of tegumentary leishmaniasis in Las Lomitas, Formosa, Argentina, 2002. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 101(3), 295-299.
- Salomón O. D., Quintana M. G., Flores I., Andina A. M., Molina S., Montivero L., & Rosales I. (2006)d. Phlebotominae sand flies associated with a tegumentary leishmaniasis outbreak, Tucumán Province, Argentina. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 39(4): 341-346.
- Salomón O. D., Quintana M. G., Mastrangelo A. V. & Fernandez M. S. (2012), Leishmaniasis and Climate Change—Case Study: Argentina. *Journal of Tropical Medicine*, vol. 2012.

- Salomón, O. D., Quintana, M. G. & Rosa, J. R. (2008). Eco-epidemiología de la Leishmaniasis cutánea en la Argentina. *Salud(i)Ciencia*, 16(5): 514-520.
- Salomón, O. D., Ramos, L. K., Quintana, M. G., Acardi, S. A., Santini, M. S. & Schneider, A. (2009). Distribución de vectores de Leishmaniasis visceral en la provincia de Corrientes, 2008. *MEDICINA (Buenos Aires)*, 69: 625-630.
- Salomón, O. D., Sosa-Estani, S., Ramos, L. K., Wenceslao, Orellano P., Sanguesa, G., Fernández, G., Sinagra, A. & Rapascioli, G. (2006)c. Tegumentary leishmaniasis outbreak in Bella Vista City, Corrientes, Argentina during 2003. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 101(7): 767-774.
- Salomón, O.D. & Quintana, M.G. (2011). Leishmaniasis y ambiente: uso de sensores remotos y sistemas de información geográfica. In J Basualdo, R Cacchione, R Durlach, P Martino, A Seijo (eds.), *Temas de zoonosis V*, Asociación Argentina de Zoonosis, Buenos Aires, p. 175-188.
- Santini, M. S., Fernández, M. S., Cavia, R. & Salomón, O. D. (2017), Co-occurrence and seasonal and environmental distributions of the sandflies *Lutzomyia longipalpis* and *Nyssomyia whitmani* in the city of Puerto Iguazú, northeastern Argentina. *Medical and Veterinary Entomology*, 32(2): 197-205.
- Santini, M. S., Fernández, M. S., Perez, A. A., Sandoval, A. E. & Salomón, O. D. (2012), *Lutzomyia longipalpis* abundance in the city of Posadas, northeastern Argentina: variations at different spatial scales. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*. 107(6): 767-771.
- Santini, M. S., Salomón, O. D., Acardi, S. A., Sandoval, E. A., & Tartaglino, L. (2010). *Lutzomyia longipalpis* behavior and control at an urban visceral leishmaniasis focus in Argentina. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 52(4): 187-191.
- Santini, M. S., Utgés, M. E., Berrozpe, P., Manteca Acosta, M., Casas, N., Heuer, P., & Salomón, O. D. (2015). *Lutzomyia longipalpis* Presence and Abundance Distribution at Different Micro-spatial Scales in an Urban Scenario. *PLoS neglected tropical diseases*, 9(8), e0003951.
- Servicio Meteorológico Nacional (2018). Estadísticas climatológicas. República Argentina, Buenos Aires. <https://www.smn.gob.ar/>

- Silva, R. A., Santos, F. K. M., Sousa, L. C.de, Rangel, E. F., & Bevilaqua, C. M. L. (2014). Ecology of *Lutzomyia longipalpis* and *Lutzomyia migonei* in an endemic area for visceral leishmaniasis. *Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária*, 23(3), 320-327.
- Sistema Nacional de Vigilancia Epidemiológica por Laboratorios de Argentina. SIVILA/ SNVS-C2 (2015). Ministerio de Salud de la Nación. Boletín Integrado de Vigilancia, 242(2): 75-76. <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/boletin-integrado-de-vigilancia-n242-se2.pdf>
- Soares R. P. P. & Turco S. J. (2003), *Lutzomyia longipalpis* (Diptera: Psychodidae: Phlebotominae): a review. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 75(3): 301-330.
- Sorensen, T. (1948). A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter*, 5, 1–34.
- Szelag E. A., Rosa J. R., Quintana M. G. & Salomón O. D. (2017). Temporal distribution of, and effect of anthropic modifications on, phlebotomine populations in the Chaco Bioregion, Argentina. *Medical and Veterinary Entomology*, 32(2): 206-215.
- Thompson R.A., Wellington de Oliveira Lima J., Maguire J.H., Braud D.H. & Scholl D.T. (2002). Climatic and demographic determinants of American visceral leishmaniasis in northeastern Brazil using remote sensing technology for environmental categorization of rain and region influences on leishmaniasis. *The American Society of Tropical Medicine and Hygiene*. 67: 648-55.
- Venables, W. N. & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S (MASS)*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0
- Vilela, M. L., Azevedo, C. G., Carvalho, B. M., & Rangel, E. F. (2011). Phlebotomine fauna (Diptera: Psychodidae) and putative vectors of leishmaniasis in impacted area by hydroelectric plant, State of Tocantins, Brazil. *PloS one*, 6(12), e27721.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213-251.

- OMS (Organización Mundial de la Salud), (2010). Control de las leishmaniasis: informe de una reunión del Comité de Expertos de la OMS sobre el Control de las Leishmaniasis, Ginebra, 22 a 26 de marzo de 2010. *WHO Eds. Ginebra*, 200pp.
- OMS (Organización Mundial de la Salud), (2018). <http://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/leishmaniasis>
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A. & Smith, G.M. (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer-Verlag, New York, NY, 574 pp.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer en primer lugar a mi directora, la Dra. Elizabet Estallo, quien tuvo la amabilidad de recibirme para que yo pueda realizar mi tesina, buscó un tema y toda la ayuda que necesité, y aun me sigue ayudando a mi formación como profesional.

A mi co-directora (Dra. Marina Stein) de quien son los datos utilizados para este trabajo, además de agradecerle por sus correcciones y sus comentarios de aliento.

Al IIBYT y el CIEC por darme un lugar físico para desarrollar la tesina.

Al Programa de Vigilancia y Control de Vectores y al Instituto de Medicina Regional por la recolección e identificación de flebótomos.

Al tribunal examinador, por dedicarle un tiempo a mi tesina y por todas las sugerencias para mejorar mi trabajo.

A Eli B., sin su increíble apunte sobre clasificaciones no podría haber terminado mi trabajo tan rápido.

A todos los profesores de la Escuela de Biología, por incentivar y apasionarme por la carrera.

El mayor de los agradecimientos se lo lleva MI FAMILIA. Mi pilar. Sin ellos no sería nada. Gracias por aguantarme mis malos humores o escucharme cuando hablo de algún bicho. Por darme todas las posibilidades por estudiar una carrera y siempre alentarme a hacer lo que amo. ¡Los amo infinitamente!

A Fabio, por escucharme hablar de la biología atentamente y acompañarme a sacar fotos de animales y plantas. Por ser un buen compañero y estar conmigo siempre. Por todas las sonrisas.

A Ofelia y Ricardo, por ayudarnos a tener una buena educación.

A mis amigos, los Bioturros, por hacer que estos años hayan pasado rápido, y por hacerme divertir muchísimo todo este tiempo.

A mis otros amigos, los de karate. Por ayudarme a despejarme cuando tenía que rendir, por los buenos momentos en los torneos y por todo el aliento que siempre me han dado.

Por último, quiero agradecer a Luisito, mi particular. Ojalá te hubiese podido agradecer personalmente por ser la primera persona en ayudarme a decidir mi carrera, la que hoy completo. ¡Gracias!