

- 1 **Título:** Distribución de anfibios en un bosque urbano tropical en Venezuela:
- 2 Implicaciones para el manejo de parques urbanos.
- 3 **Autores:** José R. Ferrer-Paris*, Arlene Cardozo-Urdaneta, Cecilia Lozano, José A.
- 4 Soto, Ada Sánchez-Mercado
- 5 Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Centro de Estudios Botánicos y
- 6 Agroforestales, Laboratorio de Ecología Espacial.
- 7 *Dirección actual: Centre for Ecosystem Science, University of New South Wales,
- 8 Sydney, Australia. Autor de correspondencia: jr.ferrer.paris@gmail.com /
- 9 j.ferrer@unsw.edu.au
- 10 J. Ferrer-Paris *et al.*
- 11 **Título abreviado:** Distribución de anfibios en parques urbanos.

12 **Resumen**

13 Mundialmente cada vez es más relevante el rol de parques y jardines urbanos en la
14 educación ambiental y valoración de los esfuerzos de conservación. Comprender cuáles
15 factores afectan la calidad del hábitat de los anfibios permite tomar decisiones acertadas
16 para manejar estos espacios, conciliando objetivos recreacionales con los de
17 conservación. Evaluamos la comunidad de anfibios en un sector del Jardín Botánico de
18 Maracaibo (JBM), Venezuela con el objetivo de: 1) caracterizar el efecto de variables
19 ambientales en la presencia, 2) describir la distribución y la actividad de vocalización de
20 estas especies y 3) ofrecer recomendaciones de manejo. Utilizamos modelos de
21 predicción espacial para describir la distribución de seis variables del hábitat (presencia
22 de agua, hojarasca y arena, distribución horizontal, cobertura del dosel y altura del
23 estrato superior). Realizamos un muestreo acústico en 75 puntos (con 2 -3 visitas por
24 punto en diferentes horas y días) durante el final del período de lluvia y ajustamos
25 modelos mixtos de presencia y detectabilidad. Detectamos ocho especies, siendo
26 *Leptodactylus fragilis*, *Hypsiboas pugnax* y *Rhinella humboldti* las más detectadas. La
27 presencia de cuerpos de agua fue importante para cinco especies (*Rhinella marina*,
28 *Rhinella sp.*, *Pleurodema brachyops*, *L. fragilis* y *Dendropsophus microcephala*). La
29 segunda variable más importante fue hojarasca (*L. fragilis* y *D. microcephala*). *R.*
30 *marina* no estuvo asociada a ninguna de las variables evaluadas. Para todas las especies
31 la detección fue mayor a 0,8 entre las 20:00 y 22:00h, pero *D. microcephala* tuvo
32 estimados poco precisos debido posiblemente al efecto negativo del ruido antrópico en
33 su tasa de canto. Se recomienda propiciar la conectividad entre cuerpos de aguas
34 temporales y permanentes dentro del JBM y favorecer la creación de zonas de

35 amortiguación con plantas herbáceas y arbóreas que provean sombra, hojarasca y
36 heterogeneidad estructural alrededor de los cuerpos de agua.

37 **Palabras claves:** Detectabilidad; Ecosistemas urbanos; Monitoreo acústico;
38 Probabilidad de presencia.

39 **Abstract**

40 Globally urban parks and gardens have acquired a relevant role for environmental
41 education and conservation outreach. Understanding which factors affect habitat quality
42 for amphibians species could inform management decisions that reconcile recreation
43 with conservation targets. We evaluated the amphibian community in a sector of
44 Maracaibo Botanical Garden (JBM) in western Venezuela in order to: 1) to characterize
45 the effect of environmental variables on species presence, 2) to describe spatial
46 distribution and call-activity pattern of these species, and 3) provide management
47 recommendations. We used spatial prediction models to describe the distribution of six
48 habitat variables (presence of water ponds, leaf litter and sand, tree horizontal
49 distribution, canopy openness and height). We performed an acoustic sampling on 75
50 points (with 2 -3 visits per point at different times and days) during late rainy season,
51 and fit occupancy models to estimate occurrence and detection probabilities. We detected
52 eight species, being *Leptodactylus fragilis*, *Hypsiboas pugnax* and *Rhinella humboldti*
53 the most detected. Water ponds were important for five species (*Rhinella marina*,
54 *Rhinella* sp., *Pleurodema brachyops*, *L. fragilis* and *Dendropsophus microcephala*).
55 The second most important variable was leaf litter (*L. fragilis* and *D. microcephala*). *R.*
56 *marina* was not associated with any of the variables evaluated. For all species, detection
57 was greater than 0.8 between 20:00 and 22: 00h, but *D. microcephala* had inaccurate

58 estimates probably due to the negative effect of anthropogenic noise in their call rate.

59 We recommend to maintain and extend the network of temporary and permanent water

60 ponds within the JBM, and to promote buffer zones with herbaceous and woody plants

61 that provide shade, litter and structural heterogeneity around water bodies.

62 **Key words:** Acoustic monitoring; Detectability; Occurrence probability; Urban

63 ecosystems.

64 **Introducción**

65 A medida que los ecosistemas naturales han sido transformados en ambientes
66 urbanos, es cada vez más importante entender cómo estos cambios pueden afectar la
67 biodiversidad. La urbanización puede causar la fragmentación y degradación del hábitat
68 para muchas especies, a través del incremento de la contaminación del aire, suelo y agua
69 y del cambio en la hidrología del ecosistema (Goddard et al., 2010). Particularmente
70 para los anfibios, la urbanización representa una amenaza importante que afecta a 37%
71 de las especies actualmente amenazadas, y puede tener un efecto negativo en la
72 abundancia, presencia y composición de especies (Hamer y McDonnell, 2008; Hamer y
73 Parris, 2011).

74 Por otra parte, la formación de ambientes terrestres y acuáticos artificiales en
75 áreas urbanas pueden favorecer la presencia de comunidades diversas y estables (Tsuji-
76 Nishikido y Menin, 2011). Además, estos espacios cumplen un papel importante en la
77 educación ambiental y en la valoración de los esfuerzos de conservación, pues permiten
78 a un gran número de personas entrar en contacto directo con elementos de la
79 biodiversidad local y contextualizar problemáticas complejas dentro de un entorno
80 cotidiano y familiar (Goddard et al., 2010).

81 Aunque se han realizado numerosos estudios sobre el impacto directo e indirecto
82 de la urbanización sobre los anfibios (Cushman, 2006), son comparativamente pocos los
83 estudios que evalúan la ecología de las comunidades de anfibios en ambientes urbanos y
84 cómo deben ser manejados los aspectos del hábitat y del paisaje para garantizar su
85 conservación (Pillsbury y Miller, 2008; Tsuji-Nishikido y Menin, 2011). Mejorar
86 nuestra comprensión de los factores que afectan la diversidad de anfibios en las

87 ciudades es crucial para evaluar la calidad del hábitat urbano y tomar decisiones
88 acertadas para su manejo sostenible (Hamer y McDonnell, 2008).

89 En este trabajo, nuestro objetivo fue identificar los factores del hábitat que
90 influyen la presencia de anfibios en un ecosistema urbano tropical a fin de generar las
91 bases para promover el mantenimiento de comunidades diversas dentro de las ciudades.
92 Para ello, implementamos un muestreo acústico intensivo en una comunidad de anfibios
93 asociada a un fragmento de bosque seco en el Jardín Botánico de Maracaibo (JBM), en
94 el occidente de Venezuela. En el espacio urbano de Maracaibo y San Francisco, al igual
95 que en muchas ciudades en Latinoamérica, la alta densidad de poblaciones humanas
96 (más de 2 millones de personas habitando un área de 554 km²; INE, 2010) ejerce una
97 fuerte presión sobre las áreas destinadas a la preservación de recursos naturales
98 circundantes. Gran parte de la extensión original de la zona protectora de la ciudad de
99 Maracaibo ha sido intervenida con fines ajenos a los estipulados en su plan de manejo
100 original, lo cual ha reducido considerablemente los espacios naturales disponibles
101 alrededor de la ciudad (República de Venezuela, 1989). Una de las porciones más
102 extensas de hábitat natural se encuentra en el sector Caujarito, entre la zona protectora
103 de la Base Aérea Rafael Urdaneta y el JBM, que en conjunto cuentan con ~250 ha de
104 vegetación arbórea nativa (bosque seco y matorral espinoso; Portillo, 2014).

105 Debido a su accesibilidad y diversidad de ambientes, el JBM ha servido de
106 escenario para el estudio de la fauna y flora local (Larreal et al., 2012, Portillo, 2014).
107 Sin embargo, hasta ahora no se han realizado evaluaciones que ofrezcan
108 recomendaciones concretas sobre el manejo de sus espacios para la preservación de
109 estos elementos autóctonos. Por lo general, los administradores de los jardines botánicos

110 se guían por factores estéticos, culturales y recreativos, que muchas veces pueden
111 atender, inadvertidamente, en contra de la sobrevivencia de las poblaciones relictuales
112 de la fauna nativa (Hermy y Cornelis, 2000). Por este motivo, realizamos un muestreo
113 acústico de la fauna de anfibios en un sector del JBM con el objetivo de: 1) caracterizar
114 el efecto de las variables ambientales en la presencia de las especies de anfibios, 2)
115 describir la distribución espacial y la actividad de vocalización de estas especies y 3)
116 ofrecer recomendaciones de manejo que favorezcan su persistencia. Primero realizamos
117 una caracterización rápida de los elementos del hábitat potencialmente relacionados con
118 la presencia de las especies (profundidad de hojarasca, presencia de cuerpos de agua,
119 presencia de cobertura arbórea, etc.) y utilizamos modelos de predicción espacial para
120 describir la distribución de estas variables en el área de estudio. Luego, analizamos
121 datos de un monitoreo acústico utilizando modelos mixtos de presencia y detectabilidad
122 (*occupancy models*; Pellet y Schmidt, 2005) para evaluar patrones temporales de
123 actividad y patrones espaciales de distribución en función de las variables ambientales.
124 Con nuestro trabajo, buscamos generar mapas detallados tanto de las especies de
125 anfibios, como de los hábitats presentes en el JBM los cuales serán un buen punto de
126 inicio para generar planes de manejo que favorezca la presencia de comunidades de
127 anfibios estables y diversas.

128 **Materiales y Métodos**

129 **Área de estudio**

130 La localidad en estudio comprende áreas del Jardín Botánico de Maracaibo (96
131 ha; 10°35'17.35"N, 71°42'36.15"O). Dentro de los linderos del jardín se encuentra una
132 pequeña franja de bosque seco tropical conectado con un importante fragmento no

133 intervenido de ~250 ha que pertenece a la Base Aérea Rafael Urdaneta y donde
134 predominan representantes de los géneros *Tabebuia*, *Caesalpinia*, *Bulnesia*, *Caparis*,
135 *Peireskia*, y *Cereus* (Fernández, 2014). El JBM está estructurado en zonas que
136 representan distintos ecosistemas de vegetación tropical: la Guajira, xerófitas foráneas,
137 sabanas de monocotiledóneas arbóreas, bosque seco autóctono, flora exótica,
138 crassuletum, orquidiario y reserva ambiental. Posee además tres cuerpos de agua
139 artificiales con vegetación acuática asociada (Fig. 1). Este espacio se encuentra rodeado
140 por una intensa actividad antropogénica que incluye zonas de cultivo, vías de transporte
141 y un aeropuerto internacional, pero constituye el principal bloque boscoso de la Zona
142 Protectora de la Ciudad de Maracaibo. El JBM fue creado en 1983 y estuvo operativo
143 por nueve años (Huber et al., 1998). Luego de un periodo de abandono de 20 años, fue
144 parcialmente reinaugurado en 2013.

145 La precipitación promedio anual es 370mm aunque los registros históricos dan
146 un promedio de 580mm, con un patrón bimodal, con dos períodos de concentración de
147 lluvias (abril-junio, agosto-noviembre) y dos períodos secos de los cuales el más intenso
148 se extiende de diciembre a febrero y un “veranillo” (breve período sin lluvias) entre
149 junio y julio. Los máximos de precipitación se presentan en los meses de agosto y
150 octubre; los mínimos entre enero y febrero. La temperatura promedio anual es de
151 27.7°C (Instituto Nacional de Meteorología, 2009).

152 **Muestreo**

153 Seleccionamos al azar 75 puntos dentro de un área de 19,4 ha (20% del área
154 total), en la sección oeste del JBM para la caracterización del hábitat y muestreo
155 acústico (Fig. 1). Escogimos esta sección del jardín con base en dos criterios. En primer

156 lugar, la heterogeneidad de hábitats es alta, al confluir zonas recreativas y vegetación
157 típica del ecosistema de bosque seco. Esta heterogeneidad, nos permitió evaluar la
158 efectividad del diseño muestral en registrar especies en condiciones de hábitats
159 contrastantes. En segundo lugar, en esa sección se encuentran dos cuerpos artificiales de
160 agua, donde suponemos una mayor actividad de vocalización ya que los cuerpos de
161 agua son áreas reproductivas críticas (Paton y Crouch, 2002).

162 En cada punto caracterizamos seis variables del hábitat relacionadas con la
163 presencia de anfibios (Hamer y Parris, 2011): 1) presencia de cuerpos de agua, 2) tipo
164 de sustrato, 3) profundidad de hojarasca, 4) distribución horizontal de la vegetación, 5)
165 altura del estrato superior de la vegetación, y 6) cobertura del dosel. En todos los casos,
166 la descripción fue cualitativa basada en categorías definidas (Tabla 1). Posteriormente,
167 evaluamos la frecuencia de cada categoría y realizamos una interpolación espacial de la
168 categoría modal usando la técnica de *kriging* de valor indicador con las funciones
169 *variogram* y *krige* del paquete *gstat* de R (Pebesma, 2004), de esta forma obtuvimos
170 capas espaciales con las probabilidades de presencia de dichas categorías.

171 Realizamos los muestreos acústicos los días 9 y 10 de octubre de 2014 entre las
172 12:00 y 22:00. Los puntos seleccionados para el monitoreo acústico fueron visitados
173 siguiendo una secuencia aleatoria con dos o tres personas trabajando simultáneamente y
174 cada persona operando dos micrófonos. De esta forma garantizábamos: 1) disminuir la
175 autocorrelación espacial y temporal de las grabaciones ya que puntos cercanos no eran
176 muestreados a la misma hora, y 2) obtener réplicas de los puntos en intervalos de
177 tiempo diferentes, para detectar especies con patrones de actividad diferentes.

178 En cada punto, el muestreo consistió en realizar grabaciones durante al menos
179 20 minutos con el fin de obtener un registro acústico de las especies de anfibios que
180 estuvieran vocalizando en ese momento (North American Amphibian Monitoring
181 Program, 2012). Utilizamos dos modelos equivalentes de grabadores: H2 Zoom
182 Recorder y H2n Zoom Recorder, configurados para recepción en estéreo (dos canales) y
183 a 24 bits/96 KHz de resolución. Cada grabador fue sujetado con un adaptador en un
184 ángulo de 45° a un tubo de plástico PVC de 1,5 m y éste insertado al suelo. De esta
185 forma todos los micrófonos estuvieron a la misma altura. Al comienzo de cada
186 grabación registramos las condiciones del muestreo (hora de inicio y final, micrófono
187 utilizado y código del archivo generado), las condiciones climáticas (temperatura,
188 humedad relativa y nubosidad) y las perturbaciones sónicas presentes (ruido). El área
189 inmediata próxima a la estación de registro acústico fue desocupada en un radio
190 aproximado de 10m (North American Amphibian Monitoring Program, 2012)
191 disminuyendo así cualquier perturbación adicional que interfiriese con la grabación.

192 **Análisis acústico**

193 En total, obtuvimos 105 grabaciones de buena calidad en los dos días de
194 muestreo. En 37 puntos se realizó una grabación, en 30 puntos se realizaron dos
195 grabaciones, y en dos puntos se realizaron tres grabaciones, mientras que en los seis
196 puntos restantes las grabaciones fueron descartadas por baja calidad o interrupción de la
197 grabación. Descartamos los primeros minutos de grabación y el resto se dividió en
198 fragmentos de 5 minutos. Para identificar el canto de cada especie utilizamos su
199 estructura (pulsada, modulada, trinos) y tres parámetros acústicos extraídos de la
200 literatura especializada y de grabaciones previas de individuos plenamente identificados

201 (Tabla 2; Cardozo-Urdaneta *et al.*, datos no publicados): 1) duración de la vocalización,
202 2) frecuencia dominante, 3) tipo de vocalización (pulsada o modulada).

203 Tomando en cuenta que la complejidad acústica para cada una de las
204 grabaciones fue variable, y la influencia directa entre la distancia de la fuente de sonido
205 y la cantidad de energía de entrada (dB), consideramos que una especie estaba presente
206 si el valor máximo de energía de entrada era >60 dB de manera que fuera visible en el
207 espectograma. Vocalizaciones que eran audibles, pero no tenían la energía suficiente
208 para verse en el espectograma no fueron consideradas como presencia de la especie. En
209 total analizamos 303 fragmentos de grabaciones de 5 minutos y obtuvimos 426
210 detecciones.

211 **Probabilidad de presencia y detectabilidad de las especies**

212 Los registros de detección acústica de especies dependen directamente de: 1) la
213 probabilidad de presencia de la especie en un lugar específico y 2) la probabilidad de
214 que la especie esté vocalizando activamente durante el momento de la grabación
215 (Dorcas *et al.* 2010). Para estimar estas probabilidades ajustamos modelos mixtos de
216 probabilidad de presencia y detección para cada especie (*occupancy models*; Weir *et al.*,
217 2005). Estos modelos se basan en una combinación de regresiones logísticas que
218 modelan explícitamente el proceso de detección, permitiendo obtener estimados
219 independientes de probabilidad de presencia (Ψ) y probabilidad de detección (p).

220 Los modelos mixtos de probabilidad de presencia y detección utilizan las
221 historias de detección por punto de muestreo (varias visitas u observaciones
222 secuenciales por punto) para estimar la probabilidad de detectar una especie en caso de
223 estar presente (MacKenzie *et al.*, 2006). Para construir las historias de detección,

224 consideramos cada punto de muestreo como un “sitio” (i ; 69 puntos de muestreo con
225 grabaciones de calidad), y cada fragmento de grabación como una “visita” (j) con una
226 duración $d = 5$ min. Los estimados de Ψ pueden ser afectados por variables asociadas al
227 sitio de muestreo. En nuestro caso, consideramos las capas espaciales derivadas de la
228 caracterización ambiental de los puntos de muestreo como covariables de la
229 probabilidad de presencia. Para evaluar el rol de los factores ambientales ajustamos
230 siete modelos con distintas combinaciones de las variables, más un modelo nulo: 1) El
231 modelo *agua.veg.suelo* incluyó las seis variables ambientales descritas anteriormente, 2)
232 el modelo *agua* supone que la presencia de anfibios puede ser explicada exclusivamente
233 por la existencia de cuerpos permanentes de agua, 3) el modelo *veg* supone que los
234 factores asociados a la vegetación (*dist.hrz*, *alt* y *dose1*) son suficientes para explicar la
235 presencia de anfibios, 4) el modelo *suelo* supone que son las variables asociadas al suelo
236 (*stt* y *hjr*) los factores más importantes, 5) el modelo *agua.veg* plantea que una
237 combinación de *agua* y *alt* explicaría mejor la presencia, 6) el modelo *agua.suelo*
238 considera las variables *agua* y *hjr* y finalmente, 7) el modelo *veg.suelo* incluye las
239 variables *alt* y *hjr*. Por otra parte, la actividad de las especies depende de la hora del día,
240 la mayoría de las familias de anfibios (a excepción de algunos representantes de
241 Leiuperidae, Leptodactylidae y Dendrobatidae) poseen actividad reproductiva nocturna,
242 registrándose mayor cantidad de detecciones durante la noche (Dorcas *et al.*, 2010), por
243 lo que consideramos un polinomio de segundo grado de la hora del muestreo como
244 covariable de la probabilidad de detección, p .

245 Utilizamos el coeficiente de determinación de Nagelkerke (R^2_{Nag}) del modelo
246 completo para evaluar la adecuación general del modelo propuesto: valores de $R^2_{\text{Nag}} \geq$

247 0,5 indican un modelo adecuado y $R^2_{Nag} \leq 0,2$ indica que no se están considerando
248 todas las variables importantes para explicar el patrón observado. Además utilizamos el
249 Criterio de Información de Akaike corregido por el tamaño de la muestra (AICc) para
250 comparar el desempeño individual de los modelos (i.e. cual provee la mejor descripción
251 de los datos observados). A partir de las diferencias entre los valores de AICc
252 calculamos los pesos relativos de Akaike (AICw, Burnham y Anderson, 2002).

253 Luego, utilizamos estos modelos para proyectar las predicciones de las
254 probabilidades de presencia en el área de estudio y la probabilidad de detección a lo
255 largo del día. Debido a que los pesos de AIC se distribuyen entre varios modelos, no se
256 puede hablar de un modelo superior a los otros, y por ello preferimos hacer predicciones
257 ponderadas basadas en los valores de AICw (MacKenzie et al., 2006). Usamos el error
258 estándar incondicional de la predicción ponderada en la escala de la función de enlace
259 (logit) para estimar la variabilidad de los estimados y los intervalos de confianza del
260 95%. Utilizamos el paquete *unmarked* de R para ajustar los modelos (Fiske y Chandler
261 2011).

262 **Resultados**

263 **Efecto de las variables ambientales en la presencia de las especies de anfibio**

264 Durante los muestreos detectamos ocho especies de cuatro familias. La familia
265 Bufonidae estuvo representada por *Rhinella humboldti* (Gallardo, 1965), *Rhinella*
266 *marina* (Linnaeus 1758) y una especie sin identificar del genero *Rhinella* (*Rhinella* sp.).
267 Para la familia Leptodactylidae detectamos *Leptodactylus fragilis* (Brocchi, 1877) y
268 *Pleurodema brachyops* (Cope, 1869). La familia Hylidae estuvo representada por
269 *ypsiboas pugnax* (Schmidt, 1857) y *Dendropsophus microcephala* (Cope, 1886).

270 Finalmente, la familia Leiuperidae estuvo representada por *Engystomops pustulosus*
271 (Lynch, 1970) (Tabla 2). *L. fragilis*, *H. pugnax* y *R. humboldti* fueron las que tuvieron
272 mayor número de detecciones. Para *E. pustulosus* no obtuvimos detecciones suficientes
273 para ajustar modelos mixtos de presencia y detectabilidad. Se detectaron además
274 vocalizaciones distintivas que no pudieron ser atribuidas a ninguna de las otras ocho
275 especies, y probablemente represente una especie distinta, pero que no incluimos en los
276 análisis. Para el resto de las especies, ajustamos y comparamos todos los modelos
277 (Tabla 3). Para tres especies el modelo propuesto fue adecuado (*R. marina*, $R^2_{Nag} = 0.65$;
278 *Rhinella* sp., $R^2_{Nag} = 0.65$; y *P. brachyops*, $R^2_{Nag} = 0.50$), para otras tres especies el
279 modelo propuesto fue insuficiente (*L. fragilis*, $R^2_{Nag} = 0.18$; *R. humboldti* $R^2_{Nag} = 0.16$;
280 y *D. microcephala* $R^2_{Nag} = 0.16$). *H. pugnax* es un caso intermedio ($R^2_{Nag} = 0.24$).

281 El modelo *agua* fue el que tuvo el menor AICc para *R. marina*, *Rhinella* sp. y *P.*
282 *brachyops*, y todos los modelos con esta variable tuvieron pesos superiores a cero. Para
283 *L. fragilis* y *D. microcephala* el modelo *agua.suelo* fue el que tuvo menor AICc. En el
284 caso de *L. fragilis* el soporte a este modelo en particular fue muy alto ($AICw > 0.7$),
285 mientras que en *D. microcephala* los pesos se repartieron entre varios modelos que
286 incluyeron la variable hojarasca. Para *H. pugnax*, el modelo con menor AICc fue
287 *veg.suelo*, con un soporte alto ($AICw > 0.5$). Finalmente, *R. marina* el modelo nulo
288 obtuvo menor valor de AICc, pero el modelo de *veg.suelo*, tuvo un peso similar,
289 sugiriendo que la probabilidad de presencia fue relativamente uniforme (Tabla 3).

290 **Distribución espacial y temporal de las especies de anfibios**

291 La predicción espacial ponderada de los modelos muestran que *R. humboldti* y
292 *H. pugnax* tuvieron probabilidades de presencia altas en casi toda el área de estudio, con

293 un área de distribución estimada en 12,00 ha (I.C. 95% = 6,72 – 16,09 ha) para *R.*
294 *humboldti* y de 10,98 ha (5,32 – 15,66 ha) para *H. pugnax*. *L. fragilis* tuvo
295 probabilidades mayores en la zona central con un estimado de 6,06 ha (2,89 – 10,15),
296 mientras que *Rhinella sp.* (2,90 ha, 0,28 – 16,36), *P. brachyops* (3,43 ha, 0,01 – 19,15) y
297 *R. marina* (2,76 ha, 0 – 19,36), parecieran estar confinados a los cuerpos de agua,
298 especialmente los grandes. Para estas últimas tres especies el error en la predicción fue
299 muy alto en toda el área de estudio, posiblemente ligado a la fuerte asociación con una
300 única variable. Las probabilidades de presencia de *D. microcephala* fueron bajas y
301 resultaron en el menor estimado de área de distribución (1,11 ha, 0,22 – 4,73; Fig. 2).

302 Para todas las especies la detección fue óptima ($p > 0,8$) entre las 20:00 y
303 22:00h. En dos especies sin embargo (*D. microcephala* y *R. marina*), los estimados
304 fueron poco precisos, con intervalos de confianza muy amplios (Fig. 3). Para *P.*
305 *brachyops* y *R. humboldti* los periodos de mayor actividad fueron más estrechos
306 (comenzaron después de las 18:00h) mientras que en *L. fragilis* y *H. pugnax* fueron más
307 amplios (antes de las 18:00h; Fig. 3).

308 **Discusión y Conclusiones**

309 El manejo de ecosistemas urbanos para la conservación de la biodiversidad
310 plantea el reto de generar planes que favorezca la presencia de comunidades de fauna
311 silvestre estables y diversas. En el caso particular de los anfibios, para lograr dicha
312 estabilidad se debe entender primero cómo es la relación entre la presencia de especies y
313 las variables del hábitat susceptibles a ser modificadas (Hamer y McDonnell, 2008).
314 Nuestra estrategia para estudiar esta relación consistió en realizar un monitoreo
315 acústico, y emplear modelos mixtos de probabilidad de presencia y detección para

316 analizar las historias de detección de cada especie. No obstante, es importante tener en
317 cuenta las limitaciones de éstos métodos al momento de interpretar correctamente los
318 patrones observados.

319 Para el Jardín Botánico de Maracaibo se han reportado 11 especies de anfibios
320 pertenecientes a cuatro familias (Cardozo-Urdaneta *et al.* datos no publicados). Nuestro
321 monitoreo acústico detectó siete de estas especies (64%) con un esfuerzo de tres días de
322 trabajo de campo (uno para caracterización de hábitat y dos para las grabaciones) y 38,8
323 horas efectivas de grabación. Adicionalmente, logramos detectar una vocalización
324 distintiva que muy probablemente pertenezcan a una especie del género *Rhinella* no
325 registradas en la zona.

326 Dentro de las especies detectadas se agrupan especies con rasgos acústicos
327 variables en su vocalización reproductiva, tanto aquellas con una alta tasa de canto,
328 mayor intensidad de sonido (dB) y duración (e.g. *R. humboldti*, *H. pugnax*, *L. fragilis*,
329 *E. pustulosus*), como aquellas con menor intensidad de sonido, tasas de canto bajas y
330 corta duración (e.g. *P. brachyops*, *Rhinella sp.*, *D. microcephala*). La adaptabilidad del
331 monitoreo acústico permite construir historias de captura no sólo para especies que
332 ganan protagonismo en el ensamble al tener coros numerosos y vocalización dominante
333 (elevada tasa de canto, intensidad y duración), sino también para especies difíciles de
334 detectar, apoyando la noción de que es un método apropiado para monitorear
335 comunidades de anfibios en ecosistemas urbanos con condiciones acústicas complejas
336 (Acevedo y Villanueva-Rivera, 2006). Por ejemplo, la vocalización de *Rhinella sp.*, fue
337 discriminada por la banda de frecuencia que utiliza para su vocalización (entre 2,3 y 3,1
338 KHz), rasgo que en conjunto con la duración de la llamada es considerado como poco

339 variable entre congéneres (Tarano, 2010), el cual es un aspecto difícil de discriminar en
340 campo sin el apoyo del análisis espectral. Igualmente, la baja detectabilidad de *D.*
341 *microcephala* probablemente se deba a un patrón de actividad perturbado por el ruido
342 excesivo debido a la cercanía del aeropuerto. Los machos de esta especie cantan en coro
343 durante la época de lluvia, pero durante la sequía sólo pocos machos vocalizan y lo
344 hacen respondiendo a vocalizaciones de con-específicos o de otras especies. Los ruidos
345 antropogénicos reducen la duración de la vocalización de cada individuo en el coro
346 (Scofield et al., 2011) y dado que nuestro muestreo fue realizado a mediados del período
347 de lluvia, es probable que el efecto del ruido haya sido más notorio, resultando en pocos
348 individuos vocalizando.

349 La falta de detección de las otras cuatro especies previamente reportadas
350 *Ceratophrys calcarata* (Boulenger, 1890), *Scinax ruber* (Laurenti, 1768), *Pseudis*
351 *paradoxa* (Linnaeus, 1758) y *Leptodactylus bolivianus* (Boulenger, 1898) pudo deberse
352 tanto a factores ecológicos relacionados con la fenología de las especies y sus hábitos
353 reproductivos, como a factores asociados con el diseño muestral. Dado lo puntual de
354 nuestro ensayo (30% del área del jardín, muestreada durante dos días a mediados del
355 período de lluvia de 2014), no fue posible detectar especies que vocalizan al inicio del
356 período de lluvia como por ejemplo *L. bolivianus* (Heyer y de Sá, 2010). Asimismo,
357 nuestro muestreo acústico no fue efectivo en detectar especies de hábito acuático
358 asociada a zonas relativamente profundas en los cuerpos de agua para su reproducción
359 (*P. paradoxa* y *L. bolivianus*; Tarano, 2010).

360 Nuestra estrategia de análisis basada en modelos estadísticos permite evaluar
361 objetivamente las variables que mejor pueden explicar la distribución espacial y el

362 patrón de actividad. Para tres especies la formulación del modelo pareció ser adecuada
363 para explicar los patrones subyacentes, pero para las especies con valores bajos de
364 R^2_{Nag} , los resultados deben ser interpretados con cautela, pues es probable que otras
365 variables ambientales o del paisaje, no consideradas en el presente trabajo, los expliquen
366 mejor. Por tanto, los valores de AICc y AICw obtenidos deben interpretarse en relación
367 al conjunto de modelos considerados.

368 Los resultados de este trabajo demuestran que, entre las variables consideradas,
369 la disponibilidad de cuerpos de agua y la presencia de hojarasca fueron las más
370 importantes para las especies de anfibios en el JBM. Sin embargo, las siete especies
371 evaluadas mostraron diferencias en el grado de afinidad con estas variables, reflejando
372 una gran heterogeneidad ecológica dentro de esta comunidad.

373 Como era de esperar, la existencia de cuerpos de agua fue importante para
374 explicar la probabilidad de presencia de cinco de las siete especies evaluadas. Para tres
375 especies (*Rhinella* sp., *R. marina* y *P. brachyops*), ésta fue la variable más importante y
376 podemos asegurar que este modelo fue muy adecuado para describir su distribución
377 actual dentro del área de estudio, lo cual se refleja en que la predicción de su
378 distribución está confinada a los cuerpos de agua (Fig. 2). Tanto *R. marina* como *P.*
379 *brachyops* son especies de hábitos terrestres, de amplia distribución y que pueden llegar
380 a ser local o medianamente abundantes. En ambos casos, las especies pueden
381 encontrarse en zonas de vegetación abierta, pero durante la época reproductiva la
382 actividad de vocalización se concentra en los cuerpos de agua (Zug y Zug, 1979;
383 Molina, 2004). Muy probablemente la fuerte asociación estimada por el modelo se
384 refiere a esta actividad reproductiva, y no podemos discriminar cuales otros hábitats

385 están utilizando los individuos no reproductivos durante el periodo del muestreo. Para
386 describir mejor la distribución de estas especies sería necesario complementar el
387 monitoreo acústico con registros de encuentro visual.

388 Para otras dos especies (*L. fragilis* y *D. microcephala*) la variable *agua* fue
389 igualmente importante, pero en combinación con *hojarasca* (Tabla 3), y por ello su área
390 de distribución se extiende más allá de estos cuerpos de agua (Fig. 2). La importancia de
391 la *hojarasca* para mejorar las condiciones del microhábitat en comunidades de anfibios
392 tropicales ha sido ampliamente reconocida (Urbina-Cardona y Reynoso, 2007). Por
393 ejemplo, *L. fragilis* requiere de microhábitats terrestres húmedos para completar su ciclo
394 de vida: los machos escavan madrigueras en el suelo antes del inicio de las lluvias para
395 colocar sus huevos, madrigueras que deben mantenerse húmedas hasta que las lluvias
396 las inunden y los renacuajos en los nidos se liberen y caigan a los cuerpos de agua (de
397 Prado et al., 2002).

398 En el caso de *H. pugnax* y *R. humboldti* la combinación de *hojarasca* y la altura
399 del estrato superior de la vegetación fue la que mejor describió los patrones de
400 distribución (Tabla 3), aunque *R. humboldti* tuvo una distribución tan amplia que sus
401 probabilidades de presencia fueron casi constantes en toda el área de estudio (Fig. 2).
402 Para las ranas arborícolas se esperaba una relación positiva con la vegetación arbórea, la
403 cual puede proveer refugio y facilidades para la dispersión en este grupo de anfibios
404 (Hamer y McDonnell, 2008), y esto se vio confirmado directamente en el caso de *H.*
405 *pugnax*, e indirectamente en el caso de *D. microcephala*.

406 En áreas silvestres, los planes de manejo deben enfocarse en las especies de
407 distribución más restringida, que pueden ser más vulnerables a cambios en el ambiente

408 (Dood, 2010), para trasladar esta premisa a parques urbanos se requiere establecer un
409 balance entre el interés de preservar poblaciones estables de las especies y los objetivos
410 recreacionales y estéticos. En el caso del JBM, para tres especies el estimado de
411 distribución coinciden con la extensión de los cuerpos de agua, y representa entre el 10
412 y 13% del área de estudio. Sin embargo este estimado posiblemente sólo sea válido
413 durante la época reproductiva. Para la especie más “rara” o escasa dentro del ensamble,
414 *D. microcephala* no pudimos establecer la variable que limita su distribución y el
415 estimado del 5% de área ocupada se debe a bajas probabilidades de presencia a lo largo
416 del área de estudio. En este caso se refleja el problema de la formulación del modelo,
417 que aparentemente no está incluyendo la combinación de variables más adecuada. Sin
418 embargo, entre las variables consideradas, la hojarasca pareció ser la más importante, y
419 la evidencia de otras especies refuerzan el valor de ésta.

420 El mantenimiento de poblaciones de anfibios en ecosistemas urbanos requiere de
421 la conservación no sólo de los hábitats acuáticos, sino también de los hábitats terrestres
422 (Hamer y McDonnell, 2008). Evidentemente, la disponibilidad de cuerpos permanentes
423 de agua, con baja cantidad de depredadores (peces) es crucial para garantizar la
424 presencia de la mayoría de las especies. No obstante, otros autores han indicado que la
425 disponibilidad de cuerpos de agua temporales puede incrementar la calidad del hábitat
426 para las especies de anfibios con desarrollo larval rápido (Kentula et al., 2004). Nuestros
427 resultados confirman que estas consideraciones son válidas para las especies del JBM.
428 En este sentido, la creación de cuerpo de aguas temporales dentro del jardín podría
429 incrementar la diversidad de anfibios, incluyéndose al ensamble de especies de ciclo
430 reproductivo explosivo, y podría hacer a esta comunidad más representativa de la

431 diversidad de anfibios de la región. No obstante, para que sea efectivo, el hidroperíodo
432 de estos cuerpos temporales debe ajustarse a los ciclos reproductivos de las especies
433 (Paton y Crouch, 2002).

434 Por otra parte, es claro que la práctica de remoción de hojarasca, aunque es
435 estéticamente deseable en un jardín botánico, no es cónsono con el objetivo de generar
436 hábitat adecuados para anfibios. El manejo de las áreas del JBM fue nulo o mínimo
437 durante 20 años, lo cual permitió un aumento de la cobertura de especies arbóreas y
438 arbustivas y probablemente haya incidido positivamente en las poblaciones de varios
439 animales silvestres. La reinaguración del jardín, implicó una remoción extensiva de
440 vegetación tanto acuática, como terrestre (herbácea y arbórea) y la remoción de la
441 hojarasca en las zonas de acceso al público, que precisamente coincide con las áreas
442 dónde están los cuerpos de agua. Estos cambios pudieron afectar de forma negativa la
443 presencia y abundancia de algunas especies de anfibios, pero también es probable que
444 otras acciones de manejo como la remoción de los peces presentes en los cuerpos de
445 agua pequeños, y el llenado de lo que es hoy el cuerpo de agua más grande dentro del
446 jardín favorecieran la presencia o incremento poblacional de otras especies para las que
447 antes no existían condiciones favorables (e.g. aquellas asociadas a cuerpos de agua
448 grandes como *Rhinella* sp., *R. marina* y *P. brachyops*). Nuestra propuesta para conciliar
449 usos contrastantes dentro del JBM es crear una red de cuerpos de aguas tanto temporales
450 como permanentes en las distintas áreas del jardín. Esta red podría combinarse con
451 zonas de amortiguación formadas por plantas herbáceas que proteja a los cuerpos de
452 agua de la desecación y provean heterogeneidad estructural, y plantas arbóreas que
453 provean sombra y hojarasca abundante en zonas aledañas a estos cuerpos de agua.

454 La presencia de comunidades diversas de anfibios es factible dentro de parques y
455 jardines urbanos, y puede ser una herramienta valiosa para desarrollar campañas o
456 programas de educación ambiental y valoración de los esfuerzos de conservación para
457 un público amplio (Goddard et al., 2010). En este trabajo exploramos a una escala local
458 cuáles fueron las variables ambientales que determinaron la distribución de las especies
459 de anfibios y damos indicios de cómo podrían manejarse localmente para favorecer la
460 presencia y abundancia de las especies detectadas. Sin embargo, el manejo de un área
461 tan extensa como el JBM, al igual que muchos otros jardines y parques en Venezuela,
462 requerirá un programa de seguimiento más extenso y continuo, que además incluya
463 otras variables del paisaje (distancia a caminos, fragmentación, tipos de hábitat, etc.)
464 que también pueden afectar la distribución de los anfibios y contribuir a la estabilidad
465 de estas comunidades naturales.

466 **Agradecimientos**

467 Este trabajo fue financiado por el Instituto Venezolano de Investigaciones
468 Científicas (IVIC). L. Zambrano, J. Larreal, L. González y T. Vargas apoyaron en el
469 trabajo de campo. Los muestreos fueron realizados con los permisos de colecta
470 científica número 0849, 0850, y 0851 emitidos por el Ministerio del Poder Popular para
471 el Ambiente en 2014.

472 **Literatura citada**

473 Acevedo, M.A. & Villanueva-Rivera, L.J. 2006. Using automated digital recording
474 systems as effective tools for the monitoring of birds and amphibians. *Wildlife Society*
475 *Bulletin* 34: 211-214.

476 Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 2002. Model selection and multi-model inference. A
477 practical information-theoretic approach. Springer. New York.

478 Cushman, S. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review
479 and prospectus. *Biological Conservation* 128: 231-240.

480 Dodd, K.C. 2010. Amphibian ecology and conservation: A handbook of techniques
481 (Techniques in Ecology & Conservation). Oxford University Press. Oxford.

482 Dorcas, M.E.; Price, S.J.; Walls, S.C. & Barichivich, W.J. 2010. Auditory monitoring of
483 anuran populations: 281-298. En: Dodd, K Jr. (ed), Amphibian ecology and
484 conservation. Oxford University Press. Oxford.

485 Easteal, S. 1986. *Bufo marinus*. *Catalogue of American Amphibians and Reptiles* 395:
486 1-4.

487 Fernández, A. 2014. Evaluación de la relación entre la apertura del dosel arbóreo y la
488 composición florística del estrato arbustivo de un fragmento de bosque en la zona
489 protectora de Maracaibo. La Universidad del Zulia, Facultad Experimental de Ciencias,
490 Escuela de Biología, Maracaibo.

491 Fiske, I. & Chandler, R.B. 2011. Unmarked: An R package for fitting hierarchical
492 models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software* 43: 1-23.

493 Goddard, M.A.; Dougill, A.J. & Benton, T.G. 2010. Scaling up from gardens:
494 biodiversity conservation in urban environments. *Trends in ecology & evolution* 25: 90-
495 8.

496 Hamer, A.J. & McDonnell, M.J. 2008. Amphibian ecology and conservation in the
497 urbanising world: A review. *Biological Conservation* 141: 2432-2449.

498 Hamer, A.J. & Parris, K.M. 2011. Local and landscape determinants of amphibian
499 communities in urban ponds. *Ecological Applications* 21: 378-390.

500 Hermy, M. & Cornelis, J. 2000. Towards a monitoring method and a number of
501 multifaceted and hierarchical biodiversity indicators for urban and suburban parks.
502 *Landscape and Urban Planning* 49: 149-162.

503 Heyer, M.M.; Heyer, W.R. & de Sá, R.O. 2006. *Leptodactylus fragilis*: 830.1-830-26.
504 *En*: Catalogue of American Amphibians and Reptiles. Society for the Study of
505 Amphibians and Reptiles.

506 Heyer, R. & de Sá, R.O. 2010. Variation, systematics and relationships of the middle
507 *Leptodactylus bolivianus* Complex (Amphibia: Anura: Leptodactylidae). *Smithsonian*
508 *Contributions to Zoology* 635: 1-69.

509 Huber, O.; Duno, R.; Riina, R.; Stauffer, F.; Pappaterra, L.E.; Jimozas, S. & Orsini, G.
510 1998. Estado actual del conocimiento de la flora de Venezuela. Ministerio del Ambiente
511 y de los Recursos Naturales Renovables (MARNR). Caracas.

512 Instituto Nacional de Estadística. 2010. Censo Nacional de Venezuela 2010. Disponible
513 en: <http://www.ine.gov.ve/>. Último acceso: 2015/02/02.

514 Instituto Nacional de Meteorología. 2009. Registro de precipitaciones de la estación del
515 Aeropuerto Internacional La Chinita en Maracaibo, 804070 (1973-2013). Disponible en:
516 [http://www.](http://www.tutiempo.net/clima/Maracaibo-La_Chinita/804070.htm)
517 [tutiempo.net/clima/Maracaibo-La_Chinita/804070.htm](http://www.tutiempo.net/clima/Maracaibo-La_Chinita/804070.htm). Último acceso: 2015/02/02.

518 Kentula, M.; Gwin, S. & Pierson, S. 2004. Tracking changes in wetlands with
519 urbanization: Sixteen years of experience in Portland, Oregon, USA. *Wetlands* 24: 734-
520 743.

521 Larreal, J.T.; Rivas, G.A.; Portillo-Quintero, C. & Barros, T.R. 2012. Squamata reptiles
522 of a fragment of tropical dry forest in northwestern venezuela (lake Maracaibo region).
523 *Check List* 8: 1220–1224.

524 MacKenzie, D.I.; Nichols, J.D.; Lachman, G.B.; Droege, S.; Royle, J.A. & Langtimm,
525 C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than
526 one. *Ecology* 83: 2248–2245.

527 MacKenzie, D.I.; Nichols, J.D.; Royle, J.A.; Pollock, K.H.; Bailey, L.L. & Heines, J.E.
528 2006. Occupancy estimation and modeling. Inferring patterns and dynamics of species
529 occurrence. Academic Press. London.

530 Molina, C. 2004. Reproducción de *Pleurodema brachyops* (Anura: Lictodactylidae) en
531 los llanos del estado Apure, Venezuela. *Memoria de la Fundacion La Salle de Ciencias*
532 *Naturales* 158: 117 – 125.

533 North American Amphibian Monitoring Program. 2012. North American Amphibian
534 Monitoring Program. Disponible en: <https://www.pwrc.usgs.gov/naamp/>. Último
535 acceso: 2014/10/10.

536 Paton, P.W.C. & Crouch, W.B. 2002. Using the phenology of pond-breeding
537 amphibians to develop conservation strategies. *Conservation Biology* 16: 194-204.

538 Pebesma, E.J. 2004. Multivariable geostatistics in S: The gstat package. *Computers and*
539 *Geosciences* 30: 683-691.

540 Pellet, J. & Schmidt, B. 2005. Monitoring distributions using call surveys: estimating
541 site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation*
542 123: 27-35.

543 Pillsbury, F. C. & Miller, J.R. 2008. Habitat and landscape characteristics underlying
544 anuran community structure along an urban - rural gradient. *Ecological Applications* 18:
545 1107-1118.

546 Portillo, M. 2014. Evaluación de la estructura, extensión y distribución espacial de los
547 estratos sucesionales en un remanente de bosque seco tropical ubicado en el Jardín
548 Botánico de Maracaibo mediante teledetección. La Universidad del Zulia, Facultad
549 Experimental de ciencias, Escuela de Biología. Maracaibo.

550 De Prado, C.P.; Uetanabaro, M. & Haddad, C.F.B. 2002. Description of a new
551 reproductive mode in *Leptodactylus* (Anura, Leptodactylidae), with a review of the
552 reproductive specialization toward terrestriality in the genus. *Copeia* 2002: 1128-1133.

553 República de Venezuela. 1989. Reglamento de uso de la zona protectora de la ciudad de
554 maracaibo. Gaceta Oficial N ° 4.098. Caracas.

555 Ryan, M. 1985. The tungara frog. A study in sexual selection and communication. The
556 University of Chicago Press. Chicago.

557 Schwartz, J.J. & Wells, K.D. 1985. Intra- and interspecific vocal behavior of the
558 neotropical treefrog *Hyla microcephala*. *Copeia* 1985: 27-38.

559 Scofield, D.; Alloush, M.; Jones, R.; Oliva, M.; Marczak, S.; Martineau, K. & Kaiser,
560 K. 2011. When sounds collide: the effect of anthropogenic noise on a breeding
561 assemblage of frogs in Belize, Central America. *Behaviour* 148: 215-232.

562 Tarano, Z. 2010. Advertisement calls and calling habits for frogs from a flooded
563 savanna of Venezuela. *South American Journal of Herpetology* 5: 221-240.

564 Tsuji-Nishikido, B.M. & Menin, M. 2011. Distribution of frogs in riparian areas of an
565 urban forest fragment in Central Amazonia. *Biota Neotropical* 11: 63-70.

566 Urbina-Cardona, J.N. & Reynoso, V.H. 2007. Edge effect on tropical herpetofauna: The
567 influence of seasonality and edge orientation. *Biotropica* 39: 781-785.

568 Weir, L.A.; Royle, J.A.; Nanjappa, P. & Jung, R.E. 2005. Modeling anuran detection
569 and site occupancy on North American Amphibian Monitoring Program (NAAMP)
570 Routes in Maryland. *Journal of Herpetology* 39: 627-639.

571 Zug, G. & Zug, P. 1979. The marine toad, *Bufo marinus*: A natural history resume of
572 native populations. *Smithsonian Contributions to Zoology* 284: 1-58.

573

574

575 **Leyenda de Tablas y Figuras**

576 **Tabla 1.** Variables ambientales utilizadas en los modelos mixtos de presencia y
577 detectabilidad.

578 **Tabla 2.** Parámetros acústicos de las vocalizaciones de las especies detectadas durante
579 el muestreo acústico. Se indican el número de detecciones basadas en la inspección
580 auditiva de los espectrogramas.

581 **Tabla 3.** Valores del Criterio de Información de Akaike corregido por el tamaño
582 muestral (AICc) y los pesos (AICw) para los siete modelos mixtos de presencia y
583 detectabilidad y el modelo nulo ajustados para cada una de las especies reportadas en
584 este estudio. Rsp = *Rhinella* sp. Rm = *Rhinella marina*. Rh = *Rhinella humboldti*. Lf =
585 *Leptodactylus fragilis*. Pb = *Pleuroderma brachyops*. Hp = *Hypsiboas pugnax*. Se
586 resalta en negritas los modelos más adecuados para cada especie. n.p = Número de
587 parámetros.

588 **Figura 1.** Área de estudio. Sección oeste del Jardín Botánico de Maracaibo. Los
589 círculos grises señalan los 72 puntos de muestreo. 1= Escuela de horticultura. 2= Zona
590 de reserva ambiental. 3= Zona de la Guajira. 4= zona de las plantas xerófitas foráneas. 5
591 y 9= zona de sabanas de monocotiledóneas arbóreas. 6= Crassuletum. 7= Laguna del
592 bosque seco autóctono. 8= zona de la flora exótica. 10= Orquidiario.

593 **Figura 2.** Estimados de probabilidad de detección *versus* la hora de muestreo. Los
594 intervalos de confianza se indican con líneas punteadas.

595 **Figura 3.** Predicción espacial. Se muestran los puntos en los cuales se detectaron
596 (círculos llenos) o no (círculos vacíos), cada una de las especie de anfibios analizadas en
597 este trabajo. La escala del verde al blanco indica la probabilidad de presencia (ψ).

598

600 **Tablas y Figuras**

601 Tabla 1

Tipo	Variable	Descripción de la caracterización
Agua	Presencia de cuerpos de agua (agua)	Indica la presencia de cuerpos de agua permanentes (1) o no (0).
Suelo	Tipo de sustrato (stt)	Indica la probabilidad de que el suelo sea arenoso (valores cercanos a 1)
	Profundidad de la hojarasca (hjr)	Indica la probabilidad de que haya (1) o no hojarasca (0).
Vegetación	Porcentaje de cobertura del dosel (dosel)	Valores cercanos a 0 indican que la cobertura es menor al 10% y valores cercanos a 1 que es mayor al 10%.
	Distribución horizontal (dist.hrz)	Valores cercanos a 0 indican que las plantas están menos agrupadas y valores cercanos a 1 que las plantas están agrupadas.
	Altura del estrato superior (alt)	Valores cercanos a 0 indican ausencia de árboles y valores cercanos a 1 que presencia de árboles altos.

Especie	Abreviación	Número de detecciones	Frecuencia dominante (KHz)	Duración de la vocalización (ms)	Tipo de vocalización	Referencia
Familia Hylidae						
<i>Dendropsophus microcephala</i>	<i>Dm</i>	20	5,6 ± 145,985	57 ± 0,01	Pulsada	Schwartz y Wells, 1985
<i>Hypsiboas pugnax</i>	<i>Hp</i>	127	1,387 ± 0,35	341,8 ± 0,224	Pulsada	Tárano, 2010
Familia Lepetactyidae						
<i>Leptodactylus fragilis</i>	<i>Lf</i>	104	1,78 ± 160,763	162 ± 0,229	Modulada	Heyer <i>e al.</i> , 2006
<i>Pleurodema brachyops</i>	<i>Pb</i>	39	0,35 ± 21,54	0.54 ± 0,06	Pulsada	Tarano, 2010
Familia Bufonidae						
<i>Rhinella marina</i>	<i>Rm</i>	22	0,64 ± 77,925	674,8 ± 3,479	Trino	Easteal, 1986
<i>Rhinella humboldti</i>	<i>Rh</i>	97	2,938 ± 40,577	155,7 ± 1,137	Trino	Tarano, 2010
<i>Rhinella sp.</i>	<i>Rsp</i>	14			Trino	Tarano, 2010
Familia Leiuperidae						
<i>Engystomops pustulosus</i>	<i>Ep</i>	2	0,89 ± 86,698	275 ± 0,044	Modulada	Ryan, 1985

604 Tabla 3

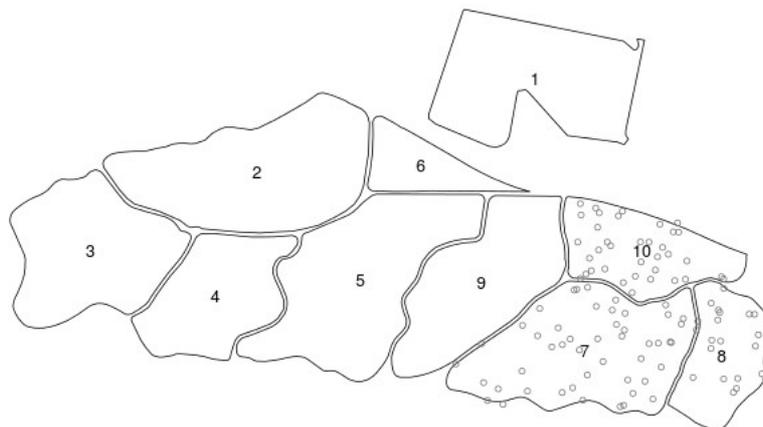
605

		Bufonidae						Leptodactylidae				Hylidae			
		Rsp		Rm		Rh		Lf		Pb		Dm		Hp	
Moelos	n.p.	AICc	AICw	AICc	AICw	AICc	AICw	AICc	AICw	AICc	AICw	AICc	AICw	AICc	AICw
agua.veg.suelo	10	65,866	0,090	52,744	0,290	155,118	0,030	185,093	0,010	67,182	0,300	77,9690,000	189,4590,090		
agua	5	62,386	0,530	52,245	0,370	152,111	0,120	182,2	0,040	66,693	0,390	71,8350,050	190,5960,050		
veg	7	83,234	0,000	74,395	0,000	152,715	0,090	188,878	0,000	82,755	0,000	76,1190,010	191,0440,040		
suelo	6	81,98	0,000	74,334	0,000	153,248	0,070	180,54	0,090	82,718	0,000	68,6870,240	192,9960,020		
agua.veg	6	64,278	0,210	53,247	0,220	152,951	0,080	184,197	0,010	68,132	0,190	73,8430,020	189,720,080		
agua.suelo	6	64,631	0,170	54,513	0,120	152,87	0,090	176,196	0,750	68,984	0,120	68,4970,270	188,960,120		
veg.suelo	6	82,593	0,000	74,15	0,000	150,708	0,250	181,029	0,070	80,940	0,000	68,6760,250	185,8530,560		
nulo	4	79,878	0,000	71,993	0,000	150,596	0,270	182,5780,030	78,009	0,000	69,5090,160	191,5190,030			

606

607 Figura 1

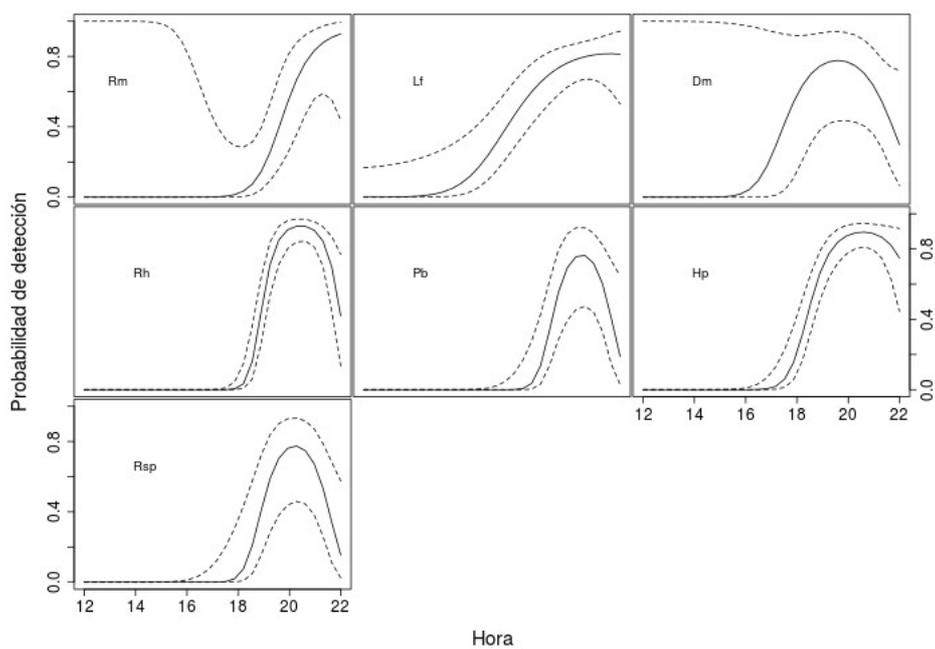
608



609

610

611 Figura 2



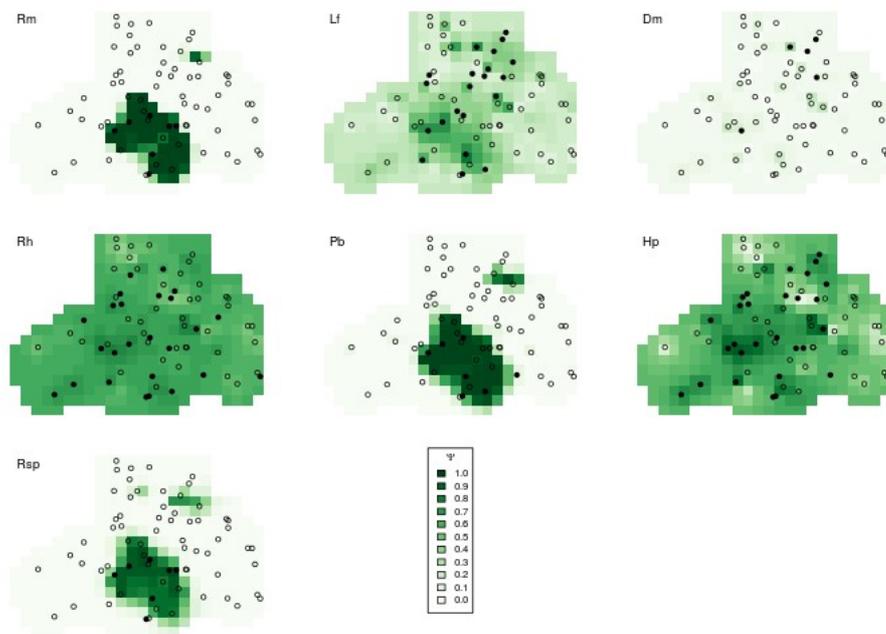
612

613

614

615

616 Figura 3



617