



Huitzil. Revista Mexicana de Ornitología

ISSN: 1870-7459

editor1@huitzil.net.

Sociedad para el Estudio y Conservación de las Aves en México A.C.

México

Pineda-López, Rubén; Malagamba Rubio, Alejandro; Arce Acosta, Ileana; Ojeda Orranti, José A.

Detección de aves exóticas en parques urbanos del centro de México.

Huitzil. Revista Mexicana de Ornitología, vol. 14, núm. 1, enero-junio, 2013, pp. 56-67

Sociedad para el Estudio y Conservación de las Aves en México A.C.

Xalapa, Veracruz, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=75628585007>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto



Detección de aves exóticas en parques urbanos del centro de México.

Rubén Pineda-López,^{1*} Alejandro Malagamba Rubio,¹ Ileana Arce Acosta¹ y José A. Ojeda Orranti.²

¹Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro. Avenida de las Ciencias s/n, Juriquilla, Querétaro, 76230, México. Correo electrónico: *rpineda62@hotmail.com.

²Fraccionamiento Burócrata 4, Colonia Marfil, Guanajuato, Guanajuato, 36250, México.

Resumen

Las áreas arboladas urbanas son utilizadas por algunas aves invasoras en su proceso de colonización; la detección temprana de estas especies es una acción necesaria para su vigilancia y control. Utilizamos un muestreo rápido en parques urbanos, que requiere de poco tiempo de planeación y ejecución, como una forma de detección de aves que actualmente aumentan su distribución en México: *Streptopelia decaocto* (paloma de collar), *Myiopsitta monachus* (perico monje), *Turdus rufopalliatus* (mirlo dorso rufo) y *Sturnus vulgaris* (estornino pinto). Realizamos los muestreos en la mayoría de los parques de las ciudades de León de los Aldama, Guanajuato, Aguascalientes y Santiago de Querétaro. Presentamos los primeros registros de *M. monachus*, *T. rufopalliatus* y *S. vulgaris* para la ciudad de León de los Aldama; así como de *M. monachus* en la de Guanajuato. Además, en Santiago de Querétaro registramos las cuatro especies buscadas; a *T. rufopalliatus* en Guanajuato, y a *S. vulgaris* en Aguascalientes. Analizamos las variables asociadas con la presencia de las especies, así como el establecimiento de las especies en cada ciudad en relación con la proporción de parques en que se presentan. Sugerimos que este método es útil para evaluar la distribución actual de estas especies en México y proveer de conocimiento básico para futuros estudios.

Palabras clave: nuevos registros, colonización, Guanajuato, Aguascalientes, Querétaro.

Detection of exotic birds in urban parks of central Mexico.

Abstract

Urban wooded areas are used by some exotic invasive bird species during the process of colonization; the early detection of such species is a necessary action for their surveillance and control. We used a rapid sampling method in urban parks, which requires little planning and execution time, as a strategy for detection of four bird species which are currently increasing their distribution in Mexico: *Streptopelia decaocto* (Eurasian Collared-Dove) *Myiopsitta monachus* (Monk Parakeet), *Turdus rufopalliatus* (Rufous-backed Robin), and *Sturnus vulgaris* (European Starling). We conducted rapid surveys in most of the parks in the cities of León de los Aldama, Guanajuato, Aguascalientes and Santiago de Querétaro. We report the first records of *M. monachus*, *T. rufopalliatus*, and *S. vulgaris* for the city of León de los Aldama, and *M. monachus* for Guanajuato. We also recorded the four target species in Santiago de Querétaro; *T. rufopalliatus* in Guanajuato, and *S. vulgaris* in Aguascalientes. We analyzed the variables associated with the presence of the species, and the establishment of species in each city in relation to the proportion of parks in which they occurred. We suggest that the use of this method is useful for assessing the current distribution of these species in Mexico and provide base line data for future studies.

Key words: new records, colonization, Guanajuato, Aguascalientes, Querétaro.

HUITZIL (2013) 14(1):56-67

Introducción

La introducción de especies exóticas es una de las mayores causas de la pérdida de biodiversidad en el presente, ya que origina aproximadamente el 17% de las extinciones de animales a nivel mundial (WCMC 1992, Hilton-Taylor *et al.* 2009). Las especies exóticas son aquellas que se encuentran fuera de su distribución nativa, generalmente por intervención intencional o accidental del hombre. Cuando las especies exóticas

llegan a adaptarse a nuevos recursos que tienen a su disposición, sus poblaciones pueden crecer y afectar las relaciones ecológicas originales y las actividades económicas del hombre, llegando a tener un comportamiento invasivo al dispersarse por sí solas a sitios diferentes a los de su introducción o a los de su distribución original (Álvarez-Romero *et al.* 2008).

Al respecto, en México el gobierno federal ha propuesto una serie de medidas para hacer frente a este

fenómeno, las cuales se encuentran asentadas en el documento denominado “Estrategia nacional sobre especies invasoras en México: prevención, control y erradicación” (CANEI 2010) que hace hincapié en la prevención, la detección temprana y el control o erradicación de las especies invasoras, así como en la información oportuna sobre esta problemática a la sociedad. Entre estos aspectos, la prevención y la detección temprana de las especies exóticas, que pueden convertirse en invasoras, es un punto trascendental debido a que los problemas causados por las especies invasoras no son de fácil solución, por lo que es más factible y barato prevenir su introducción y establecimiento (Kolar y Lodge 2001). Sin embargo, en México se cuenta con pocos registros confiables de las especies de aves que pueden tener un comportamiento invasivo, de tal manera que los trabajos de prospección de estas especies se han basado parcialmente en datos solicitados directamente a los investigadores y en consultas a bases de datos electrónicas (*e. g.*, Martínez-Morales *et al.* 2010, MacGregor-Fors *et al.* 2011). Además, es necesario un sistema de alerta y seguimiento de especies potencialmente invasoras, como ha sido propuesto por MacGregor-Fors *et al.* (2011) para *Myiopsitta monachus* (perico monje).

Una opción para facilitar la detección de aves exóticas es su búsqueda en parques y otras zonas urbanas arboladas (parques, de aquí en adelante), ya que en estos sitios se ha observado de manera frecuente la presencia de algunas de estas especies y, en ocasiones, corresponden también a la localidad de su primer registro (*e. g.*, Coombs *et al.* 1981, Murgui y Valentín 2003, Runde *et al.* 2007, Strubbe y Matthysen 2007, Gómez y Zuria 2012). Inclusive, se ha planteado la importancia de los parques en el proceso de colonización de algunas aves invasoras, como es el caso de *M. monachus* en España (Sol *et al.* 1997, García del Rey 2007). También se ha mostrado que la expansión de la distribución de algunas especies exóticas, como *Streptopelia decaocto* (paloma de collar) y *Sturnus vulgaris* (estornino pinto) se ha dado siguiendo núcleos urbanos para colonizar posteriormente áreas rurales (Wing 1943, Rocha-Camarero e Hidalgo de Trucios 2002, Fujisaki *et al.* 2010).

Una evaluación rápida de la diversidad es una metodología pragmática que a menudo se lleva a cabo y que tiene como fin obtener información sobre las especies de un lugar en un corto periodo de tiempo, a fin de aplicar dicha información a la respuesta de retos urgentes de conservación (Ramsar 2005, Alonso y Naskrecki 2011). En el presente trabajo utilizamos un inventario rápido en parques de la ciudad de Santiago de Querétaro (Querétaro de aquí en adelante), para determinar la existencia de especies exóticas en ellos y si están asociadas a alguna característica ambiental. Dicho inventario rápido se aplicó posteriormente en otras

ciudades localizadas en el centro de México: León de los Aldama (León de aquí en adelante), Aguascalientes y Guanajuato. Incluimos en este estudio a aquellas aves exóticas que recientemente han aparecido en México y que han mostrado ser altamente invasoras en otros países, de acuerdo con lo referido por Álvarez-Romero *et al.* (2008) y Pineda-López y Malagamba (2011a): *S. decaocto*, *M. monachus* y *S. vulgaris*; además, consideramos a *Turdus rufopalliatus* (mirlo dorso rufo) que es una especie endémica mexicana que está aumentando su área de distribución (Martínez-Morales *et al.* 2010). También evaluamos si la proporción de parques urbanos en que ocurren las especies exóticas puede ser un indicador de su grado de establecimiento, considerando que las especies exóticas que logran establecerse, al sobrevivir y reproducirse en una localidad, pueden incrementar su abundancia y dispersarse a nuevas localidades (Duncan *et al.* 2003); en este caso, ocupando un mayor número de parques.

Métodos

Áreas de estudio

Las ciudades donde llevamos a cabo los muestreos se encuentran en la provincia fisiográfica de la Mesa del Centro y sus colindancias con el Eje Neovolcánico. En Querétaro, León y Aguascalientes el clima es semiseco semicálido, mientras que en la ciudad de Guanajuato hay climas subhúmedos tanto semicálidos como templados debido al gradiente altitudinal en que se encuentra (INEGI 2010, SMN 2011) (Cuadro 1). En esta parte del país las lluvias ocurren principalmente en verano. En cada ciudad muestreamos de 10 a 25 parques, que son la mayoría de los presentes en cada una de ellas. Incluimos los campus universitarios, campos de golf (muestreados parcialmente), panteones, unidades deportivas y parques recreativos de distintos tamaños y características. El área muestreada de cada parque varió desde 0.2 hasta 328 ha (Anexo 1), aunque en este último caso que corresponde a la Presa El Palote, la superficie cubierta por agua ocupa aproximadamente 85% del área del parque.

La vegetación presente en los parques de todas las ciudades estudiadas está formada en su mayor parte por especies arbóreas exóticas como *Casuarina equisetifolia* (casuarina), *Eucalyptus camaldulensis* (eucalipto), *Grevillea robusta* (grevilea), *Jacaranda mimosifolia* (jacaranda), *Populus tremuloides* (alamillo), *Schinus molle* (pirul), *Schinus terebinthifolius* (pirul chino), *Melia azedarach* (paraíso), *Bauhinia dipetala* (pata de vaca), *Washingtonia robusta* (palma abanico), *Phoenix canariensis* (palma fénix) y algunos árboles frutales. También se encuentran especies nativas como *Prosopis laevigata* (mezquites), *Pinus spp.* (pinos) y *Fraxinus uhdei* (fresno); esta última es abundante sólo en pocos de los parques (datos de los autores con base en Kunkel 1978 y <www.tropicos.org>).

Cuadro 1. Ubicación de las ciudades muestreadas y sus principales características: población municipal (Pob.), altitud, temperatura promedio anual (TPA), precipitación promedio anual (PPA) y parques muestreados. Los datos de altitud, TPA y PPA son de las estaciones climáticas más cercanas al centro de la ciudad (INEGI 2010, SMN 2011).

Ciudad	Latitud N	Longitud O	Pob. (10 ³)	Altitud (m snm)	TPA (°C)	PPA (mm)	Parques	
							Número	Área (ha)
Querétaro	20°35.50'	100°23.40'	801	1,813	18.8	521.3	25	0.2-22
León	21°07.85'	101°40.90'	1,436	1,818	19.6	654.4	18	0.2-328
Guanajuato	21°01.27'	101°15.50'	171	1,999	18.6	708.7	10	0.4-5.2
Aguascalientes	21°52.80'	102°17.80'	797	1,865	18.5	475.9	12	0.3-115

Muestreo de aves

La información que obtuvimos de la evaluación rápida de la avifauna de los parques consistió en el inventario de las especies exóticas presentes, para lo cual recorrimos cada parque caminando a una velocidad de 50 m /1-2 min a lo largo de los andadores existentes, parando o desviándonos de ellos cuando fuera necesario para buscar o identificar a las aves. Terminábamos el muestreo hasta que recorriámos toda el área del parque o aquella posible de muestreo; muestreamos los parques pequeños en un tiempo mínimo de 20 min y en los parques de mayor tamaño el tiempo de muestreo varió dependiendo de su área y cobertura arbórea. Consideramos que este es un muestreo rápido al requerir poco tiempo de planeación y ejecución. El horario de observación fue de 8:00 a 13:00 h, independientemente de si era o no horario de verano, y utilizamos binoculares 8 x 32. En Querétaro, muestreamos cada parque en cada estación del año, desde el verano de 2009 hasta la primavera de 2010, con el objeto de analizar si existían diferencias estacionales en la ocurrencia de las especies. En León, Guanajuato y Aguascalientes llevamos a cabo sólo un muestreo en cada parque. En León, realizamos los muestreos de abril a octubre de 2010; en Guanajuato, de julio a septiembre de 2011 y en Aguascalientes, de julio a octubre de 2011. En León, realizamos visitas ocasionales para la búsqueda de nidos en el parque metropolitano y en el zoológico, y en la presa El Palote del parque Metropolitano utilizamos una lancha para revisar algunos islotes de vegetación en su interior.

Análisis de datos

Para analizar si la proporción de parques de Querétaro en que ocurre cada una de las especies exóticas de reciente aparición consideradas en este estudio es un indicativo de su grado de establecimiento, tomamos como referencia el porcentaje de parques en que encontramos dos especies exóticas bien establecidas en el centro de México: *Quiscalus mexicanus* (zanate mexicano) y *Passer domesticus* (gorrión doméstico). *Quiscalus mexicanus* fue llevada por el emperador azteca Auitzotl desde zonas tropicales cercanas al Golfo de México hacia el Valle de México, de donde probablemente se dispersó a otras áreas (Haemig 1978); actualmente esta especie continúa

la expansión de su territorio en Norteamérica, principalmente en ecosistemas alterados por el hombre (Wehtje 2003). *Passer domesticus* es una especie euroasiática que ahora se encuentran ampliamente distribuida en zonas urbanas de casi todo el país (Álvarez-Romero *et al.* 2008). No consideramos a *Columba livia* (paloma doméstica) en estos análisis debido a que se encuentra asociada preferentemente a calles y plazas donde puede recibir alimento del hombre (Rose *et al.* 2006).

Para conocer si hubo diferencias en la proporción de parques ocupados en Querétaro para cada especie durante las estaciones del año, utilizamos la prueba estadística Q de Cochran (X^2_Q), que es una prueba adecuada para tres o más muestras dependientes (Leach 1982). Para probar si el número de parques en que se presentaron las especies exóticas de reciente aparición fue diferente al de las establecidas (valor esperado), utilizamos la prueba de ji cuadrada (χ^2), con corrección de Yates cuando sólo hubo un grado de libertad (Fowler y Cohen 1997).

Para conocer la relación entre la presencia de las especies buscadas con variables ambientales en los parques de Querétaro, estimamos el área de cobertura de follaje arbóreo, arbustos, pasto, tierra y concreto en cada uno de ellos, con base en imágenes satelitales de 2011 de Google Earth y en observaciones *in situ* (Anexo 2). Utilizamos estas estimaciones como variables explicativas en regresiones logísticas por especie, las cuales son apropiadas para datos de presencia-ausencia (Gotelli y Ellison 2004). Las hipótesis a probar en estos modelos fueron que la presencia de las especies está influenciada por: (a) el área del parque, (b) alguna de las coberturas medidas (arbórea, arbustos, pasto, tierra y concreto), y (c) la cobertura arbórea más la de pasto, arbustos o tierra. Además, incluimos un modelo nulo sin ninguna variable y un modelo global con todas las variables para compararlos con los modelos anteriores; el modelo global lo utilizamos también para evaluar el ajuste a los datos (Burnham y Anderson 2002) mediante la prueba de Hosmer y Lemeshow (2000). Para elegir los mejores modelos empleamos el criterio de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc), una diferencia (ΔAIC) de hasta 2 unidades con respecto a su valor

mínimo, y los pesos de Akaike (w_i) como una medida del soporte de cada modelo (Anderson *et al.* 2000, Burnham y Anderson 2001). Posteriormente, calculamos variables ponderadas modelo-promedio y sus errores estandar con base en w_i , como sugieren Burnham y Anderson (2002) para, por último, calcular para cada variable la razón de probabilidad (*odd-ratio*) y sus intervalos de confianza (95%). Sólo interpretamos las variables donde los intervalos de confianza no incluyeron la unidad (1.0) (*e.g.*, Peak *et al.* 2004, Chapa-Vargas y Robinson 2006). Hicimos los cálculos con el paquete MASS en el programa R (R Core Team 2012).

Resultados

En los muestreos de prueba en Querétaro, registramos tres de las cuatro especies buscadas (Cuadro 2). Al comparar los muestreos entre las estaciones del año, *Turdus rufopalliatus* y *Quiscalus mexicanus* ocurrieron en diferente número de parques de esta ciudad ($X^2_Q=12.6$, $P<0.01$ y $X^2_Q=8.1$ $P<0.05$, respectivamente); en ambas especies su ocurrencia fue menor en otoño. Por otro lado, las especies exóticas utilizadas como referencia *Quiscalus mexicanus* y *Passer domesticus* se presentaron en todos los parques, mientras que las especies exóticas de aparición reciente se presentaron en una proporción menor de parques ($X^2=31.9$, $P<0.01$), inclusive al considerar sólo a *T. rufopalliatus* y *S. vulgaris* ($X^2=11.5$, $P<0.01$). Estas especies ocurrieron respectivamente en tres y cuatro parques en todas las estaciones del año, pero en el resto de los parques su presencia fue irregular.

En cuanto a la relación entre la presencia de las especies y las variables ambientales, para *T. rufopalliatus* y *S. vulgaris* el modelo global tuvo un ajuste adecuado a los valores observados ($\chi^2=12.13$, $gl=9$, $P=0.145$; $\chi^2=8.53$, $gl=9$, $P=0.383$, respectivamente). Para ambas especies, los modelos con mayor soporte ($\Delta AIC_c < 2$) fueron los relacionados con las hipótesis que consideran la cobertura arbórea; además, *S. vulgaris* incluyó los modelos de área y pasto (Cuadro 3). También, para ambas especies, la única variable donde los intervalos de confianza de los *odd ratio* no incluyen el valor 1.0 fue la cobertura arbórea (Cuadro 4), lo cual sugiere que la probabilidad de ocurrencia de *T. rufopalliatus* y *S. vulgaris* se incrementa conforme aumenta la cobertura arbórea en los parques (figuras 1 y 2). No obtuvimos estos parámetros para *Streptopelia decaocto* debido a que estuvo presente en un número reducido de parques.

Fuera de Querétaro, las cuatro especies buscadas fueron registradas: tres de ellas en León, dos en Guanajuato y sólo una en Aguascalientes (Cuadro 5).

Cuadro 2. Porcentaje y número de parques (entre paréntesis) en que aparecieron las especies de aves exóticas estacionalmente en la ciudad de Querétaro, las primeras tres son de reciente aparición.

Especie	Vera	Otoñ	Invi	Prim	Anual
<i>Streptopelia decaocto</i>	0	0	12(3)	4(1)	12(3)
<i>Turdus rufopalliatus</i>	40(10)	16(4)	36(9)	48(12)	52(13)
<i>Sturnus vulgaris</i>	24(6)	24(6)	40(10)	40(10)	48(12)
<i>Quiscalus mexicanus</i>	92(23)	84(21)	88(22)	100(25)	100(25)
<i>Passer domesticus</i>	92(23)	76(19)	84(21)	92(23)	100(25)

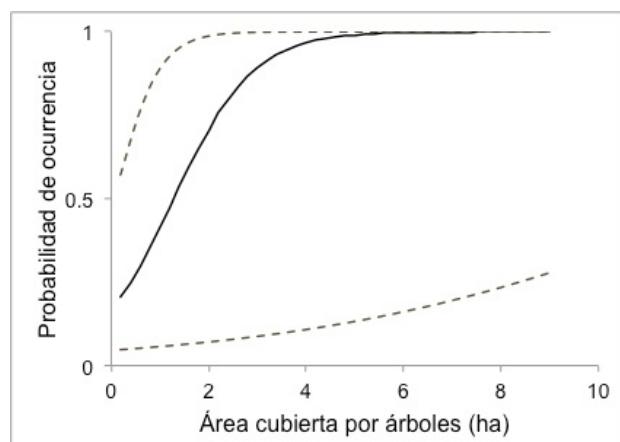


Figura 1. Efecto del área con arbolado sobre la presencia de *Turdus rufopalliatus*, las líneas punteadas definen el intervalo de confianza al 95%.

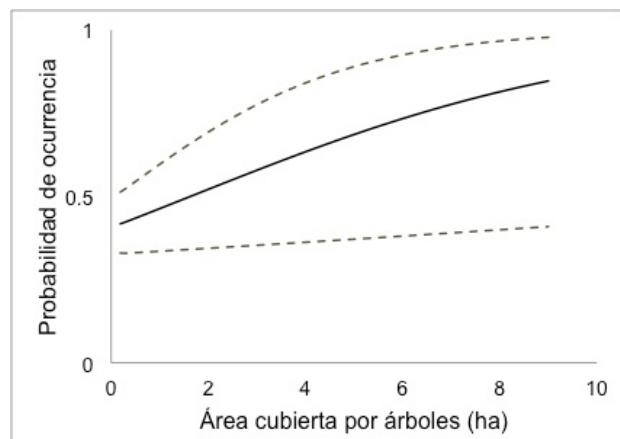


Figura 2. Efecto del área con arbolado sobre la presencia de *Sturnus vulgaris*, las líneas punteadas definen el intervalo de confianza al 95%.

Cuadro 3. Modelos puestos a prueba para explicar la presencia de *Turdus rufopalliatus* y *Sturnus vulgaris* en parques de la ciudad de Santiago de Querétaro, donde k es el número de parámetros estimados, L es la máxima verosimilitud, AICc el criterio de Akaike corregido para muestras pequeñas, ΔAICc representa las diferencias en el AIC, y w_i representan los pesos de Akaike.

Modelos por especie	k	$\text{Log}_e(L)$	AICc	ΔAICc	w_i
<i>Turdus rufopalliatus</i>					
arbórea	2	-11.25	26.5	0.0	0.3272
arbórea+pasto	3	-10.25	26.5	0.1	0.3153
arbórea+arbustos	3	-10.65	27.3	0.8	0.2194
arbórea+tierra	3	-11.20	28.4	1.9	0.1235
área	2	-15.60	35.2	8.8	0.0040
tierra	2	-16.30	36.6	10.1	0.0020
arbustos	2	-16.40	36.8	10.3	0.0018
nulo	1	-17.40	36.8	10.3	0.0018
pasto	2	-16.50	37.0	10.6	0.0016
concreto	2	-16.60	37.2	10.7	0.0015
global	7	-11.70	37.4	11.0	0.0013
<i>Sturnus vulgaris</i>					
arbórea	2	-12.60	29.2	0.0	0.2512
arbórea+pasto	3	-12.00	30.0	0.8	0.1647
area	2	-13.15	30.3	1.1	0.1449
pasto	2	-13.20	30.4	1.3	0.1325
arbórea+arbustos	3	-12.40	30.8	1.6	0.1129
arbórea+tierra	3	-12.40	30.8	1.7	0.1098
arbustos	2	-13.95	31.9	2.8	0.0629
concreto	2	-15.65	35.3	6.2	0.0114
nulo	1	-17.40	36.8	7.6	0.0055
global	7	-12.30	38.6	9.4	0.0022
tierra	2	-17.6	39.2	10	0.0017

Cuadro 4. Promedios ponderados de los coeficientes de regresión (PP), errores estándar (PEE), razón de probabilidad "odd-ratios" (OR) e intervalos de confianza (IC) al 95% para cada variable de los modelos logísticos probados para explicar la presencia de *Turdus rufopalliatus* y *Sturnus vulgaris* en parques de la ciudad de Santiago de Querétaro.

Variables por especie	PP	PEE	OR	IC
<i>Turdus rufopalliatus</i>				
intercepto	-1.63	0.76	0.19	0.40 - 0.87
arbórea	1.81	0.87	6.15	1.11 - 34.08
pasto	-0.26	0.19	0.77	0.53 - 1.13
arbustos	-3.71	3.25	0.02	0.00 - 14.20
tierra	0.26	0.42	1.30	0.57 - 2.93
área	0.75	0.68	2.11	0.56 - 8.04
concreto	-1.12	1.38	0.32	0.02 - 4.85
<i>Sturnus vulgaris</i>				
intercepto	-1.45	0.69	0.24	0.06 - 0.91
arbórea	0.82	0.41	2.27	1.01 - 5.10
pasto	0.21	0.17	1.24	0.88 - 1.74
arbustos	3.09	2.49	21.94	0.16 - 2944.85
tierra	-0.43	0.49	0.65	0.25 - 1.69
área	0.20	0.14	1.23	0.94 - 1.60
concreto	0.75	1.40	2.11	0.14 - 32.74

Cuadro 5. Porcentaje y número de parques (entre paréntesis) en que se presentaron las especies exóticas buscadas en las ciudades adicionales a Querétaro.

Especie	León	Guanajuato	Aguascalientes
<i>Turdus rufopalliatus</i>	72(13)	70(7)	0
<i>Sturnus vulgaris</i>	6(1)	0	33(4)
<i>Streptopelia decaocto</i>	0	0	0
<i>Myiopsitta monachus</i>	11(2)	10(1)	0

Discusión

El reconocimiento de que la urbanización y otros hábitats alterados por el humano facilitan su colonización por especies invasoras se ha venido incrementando (Bonter *et al.* 2010, Veech 2011). En los parques urbanos, las aves encuentran generalmente una cobertura arbórea importante y disponibilidad de agua y de alimento por frutos, basura y alimentadores de aves (Leston y Rodewald 2006, Marzluff y Rodewald 2008). Así, el muestreo rápido que utilizamos en los parques fue útil para registrar, en algunos de ellos, las especies exóticas buscadas de reciente aparición. No obstante, en la colonización de los hábitats de la ciudad, es probable que estas especies tengan una dinámica de metapoblaciones con desapariciones en parques colonizados, como ha sido observado en otras especies de aves invasoras (Lenda *et al.* 2010), por lo que los parques en que se observaron pueden ser diferentes con el tiempo. Los muestreos realizados nos permitieron registrar por primera vez a *T. rufopalliatus* en Querétaro (Pineda-López y Malagamba 2009); a *T. rufopalliatus*, *S. vulgaris* y *M. monachus* en León; así como a *M. monachus* en Guanajuato. En Querétaro, *S. vulgaris*, *S. decaocto* y *M. monachus* ya habían sido observadas fuera de los muestreos que aquí reportamos (Pineda-López y Malagamba 2011b).

En cuanto la presencia estacional de las especies, los resultados que obtuvimos en Querétaro muestran que las especies exóticas se presentan en los parques en todas las estaciones del año; aunque *T. rufopalliatus* y *Q. mexicanus* lo hicieron en una menor proporción de parques durante el otoño. Sólo no observamos a *S. decaocto* en verano ni en otoño; sin embargo, posterior a los muestreos de este trabajo, en el verano y otoño de 2011, observamos a esta especie durante visitas ocasionales a uno de los parques de la ciudad. Por lo anterior, consideramos que los muestreos utilizados pueden ser efectivos para detectar la presencia de las especies exóticas en cualquier estación del año, pero preferentemente fuera del otoño.

Nuestros resultados apoyan la evidencia de que especies más avanzadas en su proceso de colonización y establecimiento, como *Q. mexicanus* y *P. domesticus*, se presentan en una mayor proporción de parques. Por lo tanto, es de esperar que las especies exóticas de reciente aparición vayan ocupando una mayor cantidad de parques con el tiempo. Sin embargo, esto no

necesariamente sucede en todas las especies exóticas, como es el caso de *C. livia* que ocupó principalmente plazas públicas con amplias áreas cubiertas por piso construido y poca o ninguna cubierta vegetal, lo cual refleja una preferencia de hábitat diferente para esta especie, como ha sido registrado por Rose *et al.* (2006).

En Querétaro, el bajo porcentaje de parques en que se registró a *S. decaocto* sugiere que es una especie en establecimiento, aunque podría tener mayor presencia en otros ambientes citadinos fuera de los parques. En este sentido Veech *et al.* (2011) registraron que como especie exótica, *S. decaocto* también se encuentra en zonas de cultivo y en áreas urbanas en general. Lo anterior encuentra un apoyo en las siguientes observaciones adicionales a los muestreos: en noviembre de 2009 registramos una pareja de *S. decaocto* con un nido en un ciprés de los jardines de una empresa procesadora de cereales, del cual había caído un pollo que creció en cautiverio y se pudo corroborar su especie; en esa misma zona, se han visto hasta 21 palomas en octubre de 2011 (José Acosta com. per.). En cuanto a *T. rufopalliatus* y *S. vulgaris*, los medianos porcentajes de parques ocupados por ellas coinciden con que ya eran especies establecidas que se reproducen en Querétaro. Posterior a los muestreos de este estudio, hemos registrado a ambas especies en cuerpos de agua fuera de la ciudad, donde anteriormente no se habían detectado (Pineda-López *et al.* 2010, Pineda-López y Malagamba 2011b), lo que sugiere un avance en el proceso de colonización. Por otro lado, no observamos a *M. monachus* en los parques en el periodo de muestreo, pero meses después la observamos anidando en uno de ellos (Pineda-López y Malagamba 2011b).

La cobertura arbórea fue la principal característica asociada a la presencia de *T. rufopalliatus* y *S. vulgaris* en parques de Querétaro. Esto significa que la búsqueda de estas especies será más fructífera al realizarse en parques con amplias zonas arboladas. Sin embargo, los modelos seleccionados por tener un $\Delta AICc > 2$ sugieren la importancia de la vegetación y zonas no construidas (tierra) para la presencia de ambas especies, además de la extensión del parque en el caso de *S. vulgaris*.

Los resultados obtenidos en León, sugieren que en esta ciudad *T. rufopalliatus* es una especie bien establecida al estar en una alta proporción de parques y anidar sobre árboles de jacaranda en el zoológico, donde observamos dos nidos el 12 de junio de 2010. En esta ciudad, *M. monachus* es una especie posiblemente establecida al ocurrir en dos de los parques y seguramente estar anidando, ya que observamos 16 individuos que tomaban ramas secas de un eucalipto seco y las transportaban fuera del parque. *Sturnus vulgaris* es una especie en proceso de establecimiento en la ciudad de León al registrar en este estudio sólo un individuo

joven y haber observado cuatro individuos en los límites de la ciudad en 2009 (aVerAves 2012).

En la ciudad de Guanajuato, *T. rufopalliatus* es una especie establecida que observamos en un alto porcentaje de parques, tiene al menos 12 años en la ciudad y se reproduce en ella (Brooks 1999, Pineda-López y Malagamba 2009). Por su parte, sólo registramos a *M. monachus* en un sitio (huerto particular), donde observamos cinco individuos y un nido. Los dueños del huerto afirmaron que el nido tiene al menos dos años y que en 2010 observaron un pollo, por lo que consideramos que es una especie establecida. Por otro lado, en la ciudad de Aguascalientes, observamos a *S. vulgaris* sólo en cuatro parques, lo que sugiere que es una especie en establecimiento. Para el estado de Aguascalientes Howell y Webb (1995) reportaron registros ocasionales de esta especie, sin mencionar alguna localidad en particular; en 2007, Lozano (2007) la reporta específicamente en la presa El Cedazo.

Estos resultados apoyan la utilidad de los inventarios rápidos en parques para detectar aves exóticas en proceso de colonización debido a que muchas de estas especies utilizan estos ambientes urbanos de áreas generalmente pequeñas y fáciles de muestrear. También muestran que la distribución actual de las especies objeto de este trabajo está siendo subestimada por la falta de registros, especialmente en el caso de *M. monachus* que debiera ser controlada, como ha sido ya propuesto por MacGregor-Fors *et al.* (2011) y Pineda-López y Malagamba (2011b).

Sugerimos realizar sistemáticamente este tipo de muestreos en otras ciudades del país, lo que permitirá hacer un seguimiento de estas especies tanto a nivel local como nacional. El muestreo de aves exóticas en parques puede tener mayores alcances al realizar varias repeticiones en una o varias estaciones del año, a fin de obtener probabilidades de detección de las especies y de ocupación del hábitat (MacKenzie *et al.* 2006). Para obtener datos más finos sobre la dinámica de invasión, son necesarios otros protocolos de investigación que consideren mayor diversidad de ambientes y cantidad de puntos de muestreo en áreas extensas del país, lo cual es importante para lograr inferencias apropiadas acerca de dicha dinámica. Este es un proceso pobremente estudiado que requiere mayor atención por parte de los investigadores, entre otras cosas, debido a que el inicio de la dispersión es el estado en el que es posible predecir colonizaciones futuras y dirigir apropiadamente posibles esfuerzos de manejo (Puth y Post 2005, Eraud *et al.* 2007).

Agradecimientos

Agradecemos a L. Chapa-Vargas por su amplia ayuda en el análisis estadístico, así como los valiosos comentarios de dos revisores anónimos.

Literatura citada

- Alonso, L.E. y P. Naskrecki. 2011 RAP at a glance. Pp. 18-42. In: L.E Alonso, J.L. Deichmann, S.A. MacKenna, P. Naskerecki y S.J. Richards (eds.). Still counting: biodiversity exploration for conservation - The first 20 years of the Rapid Assessment Program. Conservaton International. Arlington, Virginia, EUA.
- Álvarez-Romero, J.G., R.A. Medellín, A. Oliveras de Ita, H. Gómez de Silva y O. Sánchez. 2008. Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad. CONABIO, INECOL, UNAM, SEMARNAT. México, DF.
- Anderson, D.R., K.P. Burnham y W.L. Thompson 2000. Null hypothesis testing: problems, prevalence, and an alternative. *Journal of Wildlife Management* 64:912-923.
- aVerAves (en línea). 2012. aVerAves. NABCI, CONABIO. <ebird.org/content/averaves/> (consultado 10 de julio de 2012).
- Bonter, D.N., B. Zuckerberg y J.L. Dickinson. 2010. Invasive birds in a novel landscape: habitat associations and effects on established species. *Ecography* 33:494-502.
- Brooks, D.M. 1999. Rufous-backed Thrush *Turdus rufopalliatus* in Guanajuato, Mexico. *Cotinga* 12:71.
- Burnham, K.P. y D.R. Anderson. 2001. Kullback-Leibler information as a basis for strong inference in ecological studies. *Wildlife Research* 28:111-119.
- Burnham, K.P. y D.R. Anderson. 2002. Model selection and inference. Springer Verlag. New York, EUA.
- CANEI (Comité Asesor sobre Especies Invasoras). 2010. Estrategia nacional sobre especies invasoras en México: prevención, control y erradicación. CONABIO, CONANP, SEMARNAT. México, DF.
- Chapa-Vargas, L. y S.K. Robinson. 2006. Nesting success of a songbird in a complex floodplain forest landscape in Illinois, USA: local fragmentation vs. vegetation structure. *Landscape Ecology* 21:525-537.
- Coombs, C.F.B., A.J. Isaacson, R.K. Murton, R.J.P. Thearle y W.J. Westwood. 1981. Collared doves (*Streptopelia decaocto*) in urban habitats. *Journal of Applied Ecology* 18: 41-62.
- Duncan, R.P., T.M. Blackburn y D. Sol. 2003. The ecology of birds introductions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:71-98.
- Eraud, C., J. Boutin, D. Roux y B. Faivre. 2007. Spatial dynamics of an invasive bird species assessed using robust design occupancy analysis: the case of the Eurasian collared dove (*Streptopelia decaocto*) in France. *Journal of Biogeography* 34:1077-1086.
- Fowler, J. y L. Cohen. 1997. Estadística básica en ornitología. SEO/Birdlife. Madrid, España.
- Fujisaki, I., E.V. Pearlstine y F.J. Mazzotti. 2010. The rapid spread of invasive Eurasian Collared Doves *Streptopelia decaocto* en the continental USA follows human-altered habitats. *Ibis* 152:622-632.
- García del Rey, E. 2007. Exotic, introduced and invasive avifauna on Tenerife: are these species a serious threat? *Vieraea* 35:131-138.
- Gómez A., L. e I. Zuria. 2012. Registros del estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) en la ciudad de Pachuca, Hidalgo y evidencias de actividad reproductiva. *HUITZIL* 13:146-150.
- Gotelli, N.J. y A.M. Ellison. 2004. A primer of Ecological Statistics. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts, EUA.
- Haemig, D.P. 1978. Aztec Emperor Auitzotl and the Great-Tailed Grackle. *Biotropica* 10:11-17.
- Hilton-Taylor, C., C.M. Pollock, J.S. Chanson, S.H.M. Butchart, T.E.E. Oldfield y V. Katariya. 2009. State of the world's species. Pp. 15-42. In: J.C. Vié, C. Hilton-Taylor y S.N. Stuart. *Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN list of threatened species*. Ediciones Linx. Barcelona, España.
- Hosmer, D.W. y S. Lemeshow. 2000. Applied Logistic Regression. 2a ed. Wiley. New York, EUA.
- Howell, N.G.E. y S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford University Press. New York, EUA.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática) (en línea). 2010. Página electrónica institucional <www.inegi.org.mx> (consultado 31 de mayo de 2011).
- Kolar, C.J. y D.M. Lodge. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution* 16:199-204.

- Kunkel, G. 1978. Flowering trees in subtropical gardens. W. Junk Publishers. London, Reino Unido.
- Leach, Ch. 1982. Fundamentos de Estadística. Enfoque no paramétrico para ciencias sociales. Limusa. México, DF.
- Lenda, M., M. Zagalska-Neubauer, G. Neubauer y P Skórka. 2010. Do invasive species undergo metapopulation dynamics? A case study of the invasive Caspian gull, *Larus cachinnans*, in Poland. Journal of Biogeography 37:1824-1834.
- Leston, L.F.V. y A.D. Rodewald. 2006. Are urban forests ecological traps for understory birds? An examination using Northern Cardinals. Biological Conservation 131:566-574.
- Lozano, R.L.F. 2007. Guía de aves de la presa El Cedazo. Instituto del Medio Ambiente del Estado de Aguascalientes, CONABIO. Aguascalientes, México.
- MacGregor-Fors, I., R. Calderón-Parra, A. Meléndez-Herrada, S. López-López y J.E. Schondube. 2011. Pretty, but dangerous! Records of non-native Monk Parakeets (*Myiopsitta monachus*) in Mexico. Revista Mexicana de Biodiversidad 82:1053-1056.
- Mackenzie, D.I., J.D. Nichols, J.A. Royle, K.H. Pollock, L.L. Bailey y J.E. Hines. 2006. Occupancy estimation and modeling. Inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic Press. Burlington, Massachusetts EUA.
- Martínez-Morales, M.A., I. Zuria, L. Chapa-Vargas, I. MacGregor-Fors, R. Ortega-Álvarez, E. Romero-Águila y P. Carbó. 2010. Current distribution and predicted geographic expansion of the Rufous-backed Robin in Mexico: a fading endemism? Diversity and Distributions 16:786-797.
- Marzuluff, J.M. y A.D. Rodewald. 2008. Conserving biodiversity in urbanizing areas: nontraditional views from a bird's perspective. Cities and the Environment 1(2) art 6:1-27.
- Murgui, E. y A. Valentín 2003. Relación entre las características del paisaje urbano y la comunidad de aves introducidas en la ciudad de Valencia (España). Ardeola 50:201-214.
- Peak, R.G., F.R. Thompson y T.L. Shaffer. 2004. Factors affecting songbird nest survival in a Midwestern agricultural landscape. The Auk 121:726-737.
- Pineda-López, R. y A.R. Malagamba. 2009. Primeros registros de presencia y reproducción del mirlo dorso rufo (*Turdus rufopalliatus*) en la ciudad de Querétaro, Querétaro, México. HUITZIL 10:66-70.
- Pineda-López, R. y A.R. Malagamba. 2011a. Historial de dispersión e impacto potencial de tres especies de aves invasoras. Extensión Nuevos Tiempos 16:38-44.
- Pineda-López, R. y A.R. Malagamba. 2011b. Nuevos registros de aves exóticas en la ciudad de Querétaro. HUITZIL 12:22-27.
- Pineda-López, R., N. Febvre y M. Martínez. 2010. Importancia de proteger áreas pequeñas periurbanas por su riqueza avifaunística: el caso de Mompaní, Querétaro, México. HUITZIL 11:69-80.
- Puth, L.M. y D.M. Post. 2005. Studying invasion: have we missed the boat? Ecology Letters 8:715-721.
- R Core Team (en línea). 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Viena. Austria. <www.r-project.org> (consultado 30 de julio de 2012).
- Ramsar (The Ramsar Convention on Wetlands) (en línea). 2005. Directrices para la evaluación rápida de la biodiversidad de los humedales continentales, costeros y marinos. 9 Reunión de la conferencia de las partes contratantes en la convención de los humedales (Ramsar, Irán, 1971) <www.ramsar.org/pdf/key_guide_rapidassessmen_t_s.pdf> (consultado 20 de marzo de 2012).
- Rocha-Camarero, G. y S.J. Hidalgo de Trucios. 2002. The spread of Collared Dove *Streptopelia decaocto* in Europe: colonization patterns in the west of the Iberian Peninsula. Bird Study 49:11-16.
- Rose, E., P. Nagel y D. Haag-Wackernagel. 2006. Spatio-temporal use of the urban habitat by feral pigeons (*Columba livia*). Behavioral Ecology and Sociobiology 60:242-254.
- Runde, D.E., W.C. Pitt y J.T. Foster. 2007. Population ecology and some potential impacts of emerging populations of exotic parrots. Pp. 338-360. In: G.W. Witmer, W.C. Pitt y K.A. Fagerstone (eds). Managing vertebrate invasive species. Proceedings of an International Symposium. National Wildlife Research Center. Fort Collins, Colorado, EUA.
- SMN (Servicio Meteorológico Nacional) (en línea). 2011. Normales climatológicas por estación. CONAGUA, SEMARNAT, México, DF. <smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=42&Itemid=75> (consultado 7 de noviembre de 2011).
- Sol, D., D.M. Santos, E. Feria y J. Clavell. 1997. Habitat selection by the Monk Parakeet during colonization of a new area in Spain. The Condor 99: 39-46.
- Strubbe, D. y E. Matthysen. 2007. Invasive Ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in Belgium: habitat selection and impact on native birds. Ecography 30:578-588.

- Veech, J.A., M.F. Samll y J.T. Baccus. 2011. The effect of habitat on the range expansion of a native and an introduced bird species. *Journal of Biogeography* 38:69-77.
- WCMC (World Conservation Monitoring Centre). 1992. Global biodiversity: status of the Earth's living resources. Chapman and Hall. London, Reino Unido.
- Wehtje, W. 2003. The range expansion of the Great-tailed Grackle (*Quiscalus mexicanus* Gmelin) in North America since 1880. *Journal of Biogeography* 30:1593-1607.
- Wing, L. 1943. Spread of the Starling and English Sparrow. *Auk* 60:74-87.

Recibido: 17 de octubre de 2012; Revisión aceptada: 21 de marzo de 2013.

Editor asociado: José Fernando Villaseñor Gómez.

Anexo 1. Características de los parques muestreados y especies de aves invasoras registradas en ellos: *Streptopelia decaocto* (Sd), *Myiopsitta monachus* (Mm), *Turdus rufopalliatus* (Tr) y *Sturnus vulgaris* (Sv).

Ciudad	Parque	Área (ha)	Latitud N	Longitud O	Sd	Mm	Tr	Sv
Querétaro	Alameda	8.8	20°35'16"	100°23'16"			X	X
Querétaro	Alameda Norte	2.2	20°38'22"	100°23'51"				
Querétaro	Alfalfares Parque	11.0	20°37'25"	100°27'02"				
Querétaro	Bicentenario	20.6	20°43'58"	100°27'06"			X	
Querétaro	Bosques del Acueducto	0.5	20°35'40"	100°22'33"			X	X
Querétaro	Campanario 1	2.4	20°37'06"	100°21'07"				
Querétaro	Campanario 2	0.9	20°37'02"	100°21'20"				
Querétaro	Carretas	3.8	20°35'26"	100°22'17"			X	
Querétaro	Centro Universitario UAQ	18.9	20°35'29"	100°24'36"	X		X	X
Querétaro	Circuito Álamos	4.3	20°36'31"	100°23'02"			X	X
Querétaro	Circunvalación	0.3	20°35'46"	100°22'51"			X	
Querétaro	Club de Golf Balvanera	17.5	20°32'38"	100°28'22"			X	X
Querétaro	Club de Golf Campestre	22.0	20°33'46"	100°24'26"			X	X
Querétaro	Club de Golf Juriquilla	22.3	20°42'31"	100°27'45"			X	X
Querétaro	Colonia Cimatario	0.3	20°34'59"	100°23'21"			X	X
Querétaro	Italia	2.3	20°35'20"	100°25'02"			X	
Querétaro	Jardines de la Hacienda	1.4	20°34'13"	100°24'47"				
Querétaro	Panteón Corregidora	3.2	20°31'33"	100°26'07"				
Querétaro	Panteón Querétaro	8.6	20°34'45"	100°23'29"	X		X	
Querétaro	Parque Histórico Cerro de las Campanas	4.0	20°35'36"	100°24'37"	X		X	X
Querétaro	Pie de la cuesta	0.2	20°37'49"	100°24'29"				
Querétaro	Querétaro 2000	25.6	20°37'04"	100°23'49"			X	X
Querétaro	Tejeda	3.6	20°32'32"	100°25'13"				
Querétaro	Venustiano Carranza	2.9	20°34'04"	100°24'08"				
Querétaro	Zenea	0.5	20°35'35"	100°23'32"				
León	Av. Ángela Peralta	0.5	21°06'38"	101°39'53"			X	
León	Av. Panorama	2.2	21°09'12"	101°41'38"				
León	Calles Praga y Venecia	0.3	21°06'53"	101°40'13"			X	
León	Cubilete	0.7	21°06'51"	101°39'58"			X	
León	Chapalita	10.1	21°07'33"	101°42'03"			X	
León	Deportivo Parque del Árbol	12.0	21°06'10"	101°40'35"			X	
León	Hidalgo	3.5	21°07'55"	101°41'18"			X	X
León	Jardines del Museo Explora	19.9	21°06'37"	101°39'34"			X	
León	Los Cárcamos	11.2	21°10'02"	101°41'03"				
León	Metropolitano	328.5	21°10'47"	101°41'16"			X	
León	México	3.3	21°06'26"	101°39'58"			X	
León	Panteón Jardines del Tiempo	4.8	21°08'392	101°39'51"				
León	Panteón San Nicolás	2.1	21°06'44"	101°40'41"			X	
León	Rotonda Calle Venecia	0.2	20°06'46"	101°40'15"			X	
León	Unidad Deportiva Enrique Fernández	34.8	21°06'24"	101°38'06"			X	
León	Unidad Deportiva Jesús Rodríguez	6.6	21°06'09"	101°42'16"			X	
León	Unidad Deportiva Luis I. Rodríguez	14.3	21°08'47"	101°39'36"			X	
León	Zoológico	27.4	21°11'09"	101°39'15"			X	
Guanajuato	Huerta particular	0.5	20°59'38"	101°17'02"			X	X
Guanajuato	Señor del Agua	1.1	20°59'50"	101°17'14"			X	
Guanajuato	Club San Juan Nepomuceno	0.7	20°59'58"	101°17'07"			X	
Guanajuato	Camino Antiguo a Guanajuato	4.5	21°00'05"	101°16'59"			X	
Guanajuato	Ex Hacienda San Gabriel de Barrera	2.6	21°00'31"	101°16'27"			X	
Guanajuato	El Cantador	12.0	21°01'02"	101°15'42"			X	
Guanajuato	Los Pastitos	5.3	21°01'01"	101°15'50"			X	
Guanajuato	Parque las Acacias	1.4	21°00'09"	101°14'19"				

Ciudad	Parque	Área (ha)	Latitud N	Longitud O	Sd	Mm	Tr	Sv
Guanajuato	Parque Florencio Antillón	1.5	21°01'09"	101°14'31"				
Guanajuato	Parque Embajadoras	1.3	21°00'39"	101°14'57"				
Aguascalientes	El Encino	0.3	21°52'29"	102°17'34"				
Aguascalientes	Plaza de armas	0.5	21°52'51"	102°17'45"				
Aguascalientes	San Marcos	1.9	21°52'47"	102°18'12"				
Aguascalientes	Guadalupe	0.8	21°53'05"	102°18'08"				
Aguascalientes	Hidalgo	4.2	21°52'47"	102°16'59"				
Aguascalientes	La Pona	53.4	21°53'09"	102°16'05"				
Aguascalientes	Héroes	115.2	21°51'00"	102°17'14"				X
Aguascalientes	México	22.7	21°54'42"	102°16'14"				
Aguascalientes	El Cedazo	42.1	21°52'00"	102°15'36"				X
Aguascalientes	INADE	24.2	21°52'44"	102°16'09"				
Aguascalientes	Carpio	0.3	21°53'32"	102°17'41"				X
Aguascalientes	Tres Centurias	1.2	21°53'02"	102°16'51"				X

Anexo 2. Cobertura, en hectáreas, de arbolado (Arbo), arbustos (Arbu), pasto (Past), tierra (Tier) y concreto (Conc) en los parques muestreados en Querétaro.

Parque	Arbo	Arbu	Past	Tier	Conc
Alameda	7.5	0.9	6.2	0.4	1.8
Alameda Norte	0.2	0.2	1.8	0.1	0.3
Alfalfares Parque	0.6	0.1	8.3	1.1	1.1
Bicentenario	2.1	1.0	16.5	0.2	2.1
Bosques del Acueducto	0.3	0.0	0.3	0.0	0.0
Campanario 1	0.4	0.0	2.3	0.0	0.2
Campanario 2	0.2	0.0	0.9	0.0	0.1
Carretas	3.5	0.2	2.7	0.6	0.4
Centro Universitario UAQ	3.8	0.4	3.8	0.6	15.2
Circuito Álamos	3.7	0.2	2.2	0.0	0.7
Circunvalación	0.1	0.0	0.2	0.0	0.1
Club de Golf Balvanera	2.6	0.9	14.0	0.9	0.0
Club de Golf Campestre	6.6	0.2	20.9	1.1	0.2
Club de Golf Juriquilla	3.3	0.4	20.0	1.8	0.4
Colonia Cimatario	0.2	0.0	0.2	0.0	0.1
Italia	0.1	0.1	1.9	0.1	0.3
Jardines de la Hacienda	0.7	0.1	1.0	0.3	0.1
Panteón Corregidora	0.3	0.3	0.8	1.9	0.5
Panteón Querétaro	1.3	0.4	0.9	6.9	0.9
Parque Histórico C. Campanas	2.0	0.2	2.8	0.4	0.8
Pie de la cuesta	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
Querétaro 2000	3.8	1.3	12.8	5.1	6.4
Tejeda	1.5	0.2	2.5	0.5	0.5
Venustiano Carranza	0.6	0.1	0.7	0.9	1.2
Zenea	0.1	0.0	0.1	0.0	0.4