

CALDASIA

ISSN En línea: 2357-3759

ISSN Impreso: 0366-5232

Publicación anticipada

Este trabajo ha sido aceptado para publicación en Caldasia al haber completado el proceso de evaluación por pares y su respectiva corrección, pero no se ha preparado para diagramación ni corrección de estilo. Por tanto, se pueden encontrar diferencias entre esta versión y la publicación final.

Esta versión está disponible al público, pero recomendamos fuertemente que se haga referencia al pdf final para propósitos de citación.

Early view

This paper has been accepted for publication in Caldasia after completed the peer review process but has not been through the layout and proofreading processes. Thus, differences between this version and the final file may be found.

This version is available for the public, but we strongly encourage use the final pdf for approved citation.

El efecto de los observadores y la estructura urbana en las estimaciones poblacionales en la tórtola turca (*Streptopelia decaocto*)

Observers and urban structure effects on population estimates in the Eurasian Collared-Dove (*Streptopelia decaocto*)

ALAN OMAR BERMÚDEZ-CAVERO ^{1*}, EDGAR BERNAT-PONCE ², JOSÉ ANTONIO GIL-DELGADO ³, GERMÁN MANUEL LÓPEZ-IBORRA ⁴, IVÁN RODRÍGUEZ-NAVARRETE ³

¹Dirección de Humanidades, Universidad Tecnológica del Perú, Campus Ica, Av. Ayabaca S/N, Ica, Ica 11001, Ica. O25596@utp.edu.pe

²Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad Europea de Valencia, Paseo de la Alameda 7, 46010, Valencia, España. edgar.bernat@universidadeuropea.es

³Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Universidad de Valencia. c/ Catedrático José Beltrán 2, 46980, Paterna, Valencia, España. gild@uv.es (JAG-D), iv.ronai@gmail.com (IR-N)

⁴Departamento de Ecología - IMEM Ramón Margalef, Universidad de Alicante. Carretera San Vicente del Raspeig s/n, 03690, San Vicente del Raspeig, Alicante, España. german.lopez@ua.es

* Autor para correspondencia.



Citación: Bermúdez-Cavero AO, Bernat-Ponce E, Gil-Delgado JA, López-Iborra GM, Rodríguez-Navarrete I. 2024. El efecto de los observadores y la estructura urbana en las estimaciones poblacionales en la tórtola turca (*Streptopelia decaocto*). *Caldasia* 46(2):xx-xx. doi: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v46n2.105831>

Recibido: 10/Ene/2023 **Aceptado:** 20/Jul/2023 **Publicación en línea:** 30/Oct/2023

Resumen

Los métodos para estimar el tamaño poblacional de las aves urbanas no suelen considerar los efectos que pueden tener diferentes variables ambientales y antrópicas sobre su detectabilidad. El muestreo por distancia es una técnica de baja aplicación en ambientes urbanos, a pesar de que es un método muy efectivo para estimar densidades poblacionales y de bajo costo. En esta investigación analizamos aquellas covariables que pueden influir en la detectabilidad de la tórtola turca *Streptopelia decaocto* en ambientes antrópicos para estimar sus densidades en el este de España. A través de puntos de conteo realizamos estimaciones en ambientes urbanos, periurbanos y parques. La probabilidad de detección y la densidad fueron estimadas mediante el muestreo por distancia con múltiples covariables y empleamos varios análisis estadísticos para comparar las densidades estimadas. Nuestros resultados muestran que la altura de los edificios influye de manera negativa y la capacidad de los observadores influye positivamente en la detectabilidad de la tórtola turca. La zona urbana concentra la menor densidad tanto de grupos de aves como de individuos en comparación con las otras zonas. El uso del muestreo por distancia es de fácil aplicación en ambientes metropolitanos que ayuda al desarrollo de la ciencia ciudadana.

Palabras clave: Área urbana, covariables múltiples, muestreo por distancia, puntos de conteo.

Abstract

Methods to estimate populations of urban birds usually do not consider the effects of environmental and anthropic variables on their detectability. Distance sampling is not commonly

used in urban environments even though is a highly effective and low-cost method to estimate the population densities of birds. In this research, we analyzed those covariables that may influence the detectability of the Eurasian collared dove *Streptopelia decaocto* detectability in anthropic environments to estimate population densities in Eastern Spain. Point counts were carried out in three environments: urban, peri-urban, and parks. Detection probability and density were estimated through distance sampling considering multiple covariables and we used several statistical tests to compare the estimated densities. Our results show that building height negatively affects the detectability of the Eurasian collared dove while the observers' ability affects it positively. Moreover, the urban environment has a lower density of individuals and flocks of birds when compared with the other two areas studied. Distance sampling is easy to apply in urban environments and it will help in the development of urban science.

Keywords: Distance sampling, multiple covariates, point account method, urban area.

INTRODUCCIÓN

Los humanos tienden a concentrarse en áreas que denominamos urbanas. En ellas, adquieren más importancia aquellas especies que se ajustan a este nuevo entorno y que se caracterizan por presentar mayores abundancias. Durante el proceso histórico de urbanización, especies como las ratas (*Rattus norvegicus* Berkenhout, 1769; *R. rattus* Linnaeus, 1758), los ratones (*Mus musculus* Linnaeus, 1758), los gorriones comunes (*Passer domesticus* Linnaeus, 1758) y las palomas (*Columba livia* Gmelin, 1789) son ejemplos claros de especies que han logrado prosperar en ambientes (Summers-Smith 1988, Sorace 2002, Hulme-Beaman *et al.* 2016, Guiry y Buckley 2018, Reynolds *et al.* 2019, Puckett *et al.* 2020, Bernat-Ponce *et al.* 2022). Además, el número de especies que está presente en ambientes urbanos sigue aumentando, tal es el caso de los mapaches (*Procyon lotor* Linnaeus, 1758), y especies de aves criadas en cautiverio como la

cotorra gris argentina (*Myiopsitta monachus* Boddaert, 1783) o por expansión de su área de distribución como la tórtola turca (*Streptopelia decaocto* Frivaldszky, 1838), que están caracterizadas por presentar poblaciones prósperas en áreas urbanas (Blackburn y Duncan 2001, Carrete y Tella 2008, Blackburn *et al.* 2009).

Una invasión biológica no tiene por qué presentar efectos negativos o positivos (Vimercati *et al.* 2022), pero conocer sus tamaños poblacionales es una información básica para la gestión de especies exóticas invasoras. Estas especies colonizadoras recientes se asientan en un nuevo entorno que se caracterizan por determinadas singularidades (véase Marzluff *et al.* 2001, McKinney 2002, Bernat-Ponce *et al.* 2022).

Los resultados en las estimaciones poblacionales de aves pueden depender de la probabilidad de detección, aunque la precisión de las estimas puede verse afectada por diversos factores (Koper *et al.* 2016), tales como la detectabilidad de un individuo o grupo, factores ambientales como hábitat y clima (Lee y Marsden 2012, Reynolds *et al.* 2019), la experiencia y/o capacidad del observador (Eglington *et al.* 2010, Thompson *et al.* 2017), y otros factores ahuyentan a las aves como el tráfico de vehículos y los peatones (Verma y Murmu, 2015), entre otros. Además, el tipo de estructura y altura de las edificaciones puede incidir en la detectabilidad de los individuos. En este estudio hemos utilizado métodos de muestreo de distancia mediante puntos de conteo (Buckland *et al.* 1993), para investigar si las probabilidades de detección están influenciadas por los observadores y las características del entorno (Verma y Murmu 2015). El entorno puede incidir en la detectabilidad de los individuos. En las ciudades el campo de visión depende del entorno callejero (tipo de estructura, altura de las edificaciones y anchura de la vía) y presenta gran variabilidad, pues nos encontramos con parques y jardines, pero a su vez con calles estrechas bordeadas de edificios (Murgui y Hedblom 2017). Por el tamaño y la facilidad de

detección hemos utilizado la tórtola turca como especie tipo para explorar el efecto de algunas variables sobre las estimas de aves urbanas.

La tórtola turca, es una especie originaria de Asia meridional (del Hoyo *et al.* 1997), y está considerada como una de las especies invasoras con mayor éxito global (Romagosa y Labisky 2000, Eraud *et al.* 2007, Fujisaki *et al.* 2010), producto de su gran tolerancia a la presencia del hombre y por tener la capacidad de ajustarse a las condiciones que imperan en los ambientes antrópicos (Gibbs *et al.* 2010). En este estudio, estimamos la densidad de tórtola turca a través de muestreos en ambientes urbanos y periurbanos mediante la herramienta Distance (Buckland *et al.* 2015). Este trabajo trata de determinar si es útil considerar ciertas covariables en los censos para mejorar las estimas de densidad de esta especie. Dada la estructura del medio urbano, esperamos que la detectabilidad sea menor en ambientes con mayor número de edificios altos, que dificultan la visión a largas distancias. Otras covariables relacionadas con la perturbación causada por la presencia de vehículos o de personas podrían también influir en la detectabilidad, pero dado que es una especie asociada al hombre su influencia sobre la detectabilidad podría ser débil.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en la Comunidad Valenciana (España). Esta región se ubica en el este de la Península Ibérica entre las coordenadas 37°52' - 40°45' Norte; 02°09' Oeste, 04° 12' Este, (Martín-Echevarría 1932, Aguilera *et al.* 2010), con una superficie de 23.305 km².

La temperatura media anual es de 17,4 °C, superándose los 18 °C en una extensa zona del sur de Alicante; mientras que en zonas sobre los 1200 msnm presentan valores medios más bajos, inferiores a los 10 °C, con unos inviernos con temperaturas suaves y veranos calurosos que

pueden superar los 40 °C (López-Davalillo 2014). Las precipitaciones varían entre los 400 a 600 mm de promedio anual (López-Davalillo 2014), elevándose estos valores en el extremo septentrional de la Comunidad, donde alcanza los valores máximos de 956 mm (Rigual 1972). Por el contrario, las precipitaciones más bajas se presentan en las comarcas centrales y meridionales, donde alcanzan un máximo de 178 mm (Aguilella *et al.* 2010).

Se realizaron muestreos en tres ambientes que caracterizan las áreas antrópicas y los definimos como: (1) zona urbana, (2) parques urbanos y (3) zona periurbana (véase Bermúdez-Cavero *et al.* 2021). La zona urbana está representada por edificios comerciales, apartamentos, y un alto número de vehículos y personas, mientras que la zona periurbana está compuesta por barrios residenciales y viviendas privadas en las que abundan los jardines. Los parques urbanos están representados por vegetación y árboles nativos y exóticos, aunque también presentan estructuras antrópicas como fuentes y/o zonas de juego para niños.

Muestreos por puntos de conteo

Los registros de tórtolas turcas se realizaron mediante puntos de conteo (Buckland *et al.* 1993), sin límites de distancia, con una duración de cinco minutos para cada muestra (Hutto *et al.* 1986, Kasprzykowski y Goławski 2009). Los puntos de conteo estaban separados por al menos 200 metros y solo se realizaba un punto de conteo en cada parque. Antes de iniciar los censos se esperaba un minuto con el fin de que las tórtolas turcas regresaran a su actividad normal (Gibbons y Gregory 2006, Bernat-Ponce *et al.* 2020, Bermúdez-Cavero *et al.* 2021). Los censos se realizaron entre las 08:00 y las 11:00 am, período de mayor actividad de las tórtolas turcas, evitándose los días lluviosos y ventosos. Los censos fueron realizados por cuatro observadores independientes, entre noviembre 2015 y abril 2016. Solo se realizó un censo en cada uno de los 172 puntos y estos se distribuyeron al azar. Los puntos de conteo se ubicaron en 46 localidades

valencianas dentro de áreas urbanas (N = 125), periurbanas (N = 9) y parques (N = 38) con desigual número de muestras en función de la superficie y el número de habitantes de cada localidad (INE c2016). El número de muestras por localidad varió entre dos y 16 (Tabla 1). Se registraron todas las distancias radiales (m) a los individuos y/o grupos (bandos). Cuando los individuos se encontraban en bandos, se contó el número total de individuos que lo formaban y la distancia se tomó al centro del bando. Durante cada evaluación, los datos siempre fueron recopilados por una sola persona en cada punto, pero fueron cuatro observadores (OB1, OB2, OB3 y OB4). Para todas las observaciones se registró: i) número de pisos promedio de las ocho edificaciones más cercanas al punto de conteo (EDIF), si no existían edificios dentro de un radio de 50 m esta variable tomaba el valor cero; ii) grado de perturbación relacionada con el ser humano en cada punto de conteo, se midió cuantificando el número de vehículos (CARS) y el número de peatones (PERS) que ingresaron en cinco minutos en el radio de acción del observador. Estas variables se trataron como factores con tres niveles: bajo (1, menos de cinco vehículos y/o peatones en cinco minutos), moderado (2, seis a diez vehículos y/o peatones en cinco minutos) o alto (3, más de diez vehículos y/o peatones en cinco minutos) (Bernat-Ponce *et al.* 2018, Bermúdez-Cavero *et al.* 2021).

Análisis de datos

Se estimó la densidad y la probabilidad de detección de la tórtola turca usando los modelos basados en el muestreo de distancia implementados en el software Distance 7.3 (Thomas *et al.* 2010). La probabilidad de detección se modela a partir de una función de detección [g(x)], que representa la probabilidad de detectar un objeto a una distancia (x) desde el punto de muestreo (Buckland *et al.* 1993). Estas funciones están formadas por una función clave y sus términos de ajuste (Buckland *et al.* 1993, Thomas *et al.* 2010). La estimación de densidad de tórtolas turcas

fue de acuerdo: (i) los individuos a distancia cero son detectados con certeza, (ii) los individuos son detectados en su punto inicial, (iii) las distancias entre el individuo y el observador son exactas (Buckland *et al.* 1993) y (iv) las detecciones fueron estadísticamente independientes (Groom *et al.* 2007).

En la modelización de la función de detección mediante el muestreo por distancia con múltiples covariables (MCDS, por sus siglas en inglés multiple-covariate distance sampling), las covariables usadas en el análisis fueron el observador (OBS, covariable factorial con cuatro niveles: OB1, OB2, OB3 y OB4), infraestructura urbana y actividad humana. La infraestructura urbana (EDIF) fue ingresada como covariable continua, mientras que las variables de actividad humana (CARS y PERS), se trataron como factores. La función de detección de covariables múltiples fue ajustada a datos agrupados en intervalos de distancias, pero cuando se estimó la densidad por estrato (urbano, periurbano, parque) se calcularon las probabilidades de detección específicas para cada estrato, con base en los valores de covariables de las aves observadas en cada estrato.

Para determinar si hay diferencias estadísticas entre las estimaciones de densidades entre estratos, se compararon sus intervalos de confianza (IC) del 84 % (MacGregor-Fors y Payton 2013). Para definir intervalos de distancia para agrupar los datos, se realizaron previamente varios análisis exploratorios, tras los cuales los intervalos de distancia en que se agruparon los datos fueron 0, 25, 50, 75 y 100 m. Después de este análisis se realizó el ajuste y selección del modelo de la función de detección de acuerdo con pruebas de bondad de ajuste y el Criterio de Información de Akaike (AIC). Dos modelos (seminormal con término de ajuste coseno y tasa de riesgo con término de ajuste de polinomio simple) fueron considerados en el análisis para determinar la probabilidad de detección de la tórtola turca. Los modelos fueron seleccionados utilizando el criterio de información de Akaike (AIC), según el cual los valores más bajos del

AIC indican el modelo más plausible (Akaike 1973, Burnham y Anderson 2002). Para evaluar la influencia de las covariables sobre la detectabilidad, primero se analizaron las cuatro covariables por separado; la covariable con menor AIC fue seleccionada y, combinada con las otras covariables. El modelo con el mejor ajuste se utilizó para estimar la densidad y la probabilidad de detección de la tortola turca.

Para evaluar el efecto de las covariables sobre la distancia a la que se detectó cada contacto, se realizaron modelos lineales generales (GLM por sus siglas en inglés) con error de distribución Gamma y una función conectora (transformación) “inversa” (Dunn y Smyth, 2018) del paquete stats (R Core Team c2019). Debido a que varias distancias a los contactos eran igual a cero, se sumó 1 m a todos los valores de esta variable antes de ajustar el modelo (Dunn y Smyth, 2018). En el primer modelo, la variable respuesta fue la distancia a los contactos y como variables predictoras OBS, EDIF, CARS y PERS. Este análisis dio como resultado covariables con una influencia significativa (positiva o negativa) en la distancia de detección. A continuación, realizamos dos modelos solo con las dos variables significativas: un modelo aditivo y otro con la interacción de esas variables. Se realizó una prueba post-hoc de Tukey por parejas para comparar las medias de las distancias de detección entre observadores, con la función “glht” del paquete multcomp (Bretz *et al.* 2010).

Para la comparación de los índices puntuales de abundancias (IPA): número de individuos por punto de conteo durante los cinco minutos de evaluación en cada punto de conteo (Bibby *et al.* 1993), entre los ambientes urbanos estudiados, se realizó un GLM con distribución de Poisson y una función conectora con transformación logarítmica de los datos. Así mismo se realizó una prueba para determinar si existe sobredispersión al usar la distribución Poisson. La variable dependiente fue el número total de individuos registrados en cada punto (IPA) y como variable predictora el tipo de ambiente. Realizamos una prueba post-hoc de Tukey por parejas para

comparar las medias de los IPA entre los tipos de ambientes, con la función “glht” del paquete “multcomp” (Bretz *et al.* 2010). Los análisis estadísticos se realizaron con el paquete estadístico R versión 3.6.1. (R Core Team c2019).

RESULTADOS

Se registraron un total de 668 individuos en 33 de las 46 localidades evaluadas (Tabla 1). Se contabilizaron 346 grupos de tórtolas turcas (1-36 individuos), durante la evaluación por puntos de conteo, que fueron utilizados para estimar las densidades de los grupos. La distancia máxima de detección fue de 196 m y la distancia media fue $38,8 \pm 1,6$ m. La mayor frecuencia modal de detección resultó en la clase de los 0-25 m, posteriormente se observó una reducción en la detectabilidad a distancias mayores (Fig.1).

El primer modelo realizado, que incluyó todas las covariables (GLM1, Tabla 2, AIC = 3314), sugiere que tanto el observador como la altura de los edificios influyeron sobre la distancia de detección de la tórtola turca mientras que la presencia de vehículos y peatones no tuvo un efecto significativo (Tabla 2). A continuación, realizamos dos modelos solo con las dos variables significativas: un modelo aditivo y otro con la interacción de esas variables. El modelo que incluyó la interacción mejoró ligeramente el AIC (= 3311) pero la interacción no fue significativa ($p= 0,48$). El modelo aditivo obtuvo el menor AIC (= 3307) resultando el mejor modelo (GLM2, Tabla 2). Este modelo muestra que las distancias de detección de OB1 y OB2 son diferentes de OB4 (Fig. 2), mientras que existe una mayor diferencia entre las distancias de detección de OB3 y OB4.

La distancia de detección de la tórtola turca disminuyó a medida que aumentó la altura media de los edificios (Fig. 2). El GLM para medias de distancias de detección mostró un efecto significativo entre observadores (LR prueba; $X^2= 26,44$; $p < 0,001$). La prueba post-hoc de Tukey

muestra que las distancias de detección de OB4 son mayores a OB1 (Tukey post-hoc prueba; $Z=3,86$; $p < 0,001$), OB3 (Tukey post-hoc test; $Z= 2,63$; $p < 0,05$) y se encuentra en el límite de la significación con OB2 (Tukey post-hoc prueba; $Z= 5,21$; $p= 0,0503$).

El GLM para el IPA medio de tortolas turcas detectadas mostró un efecto significativo del tipo de ambiente urbano (LR prueba; $X^2= 34,63$; $p < 0,001$). La prueba post-hoc de Tukey muestra que la zona urbana tiene un IPA medio menor que la zona periurbana (Tukey post-hoc prueba; $Z= -4,71$; $p < 0,001$) y que los parques (Tukey post-hoc; prueba $Z= -4,82$; $p < 0,001$). Por el contrario, el IPA medio es similar en áreas periurbanas y parques (Tukey post-hoc prueba; $Z= 1,43$; $p= 0,32$). La prueba de sobredispersión de Poisson no fue significativa ($p = 0,07$).

Entre los modelos con la función seminormal (HN) y una sola covariable, el modelo con la covariable OBS fue mejor que el ajustado con EDIF y claramente mejor que los modelos con las covariables CARS y PERS. En cuanto a los modelos ajustados con la función de tasa de riesgo (HR) el mejor incluyó la variable EDIF, que presentó un AIC menor que los modelos con las covariables OBS, CARS y PERS. En el caso de los modelos basados en la función HN y dos covariables el mejor modelo añade a OBS y EDIF. En los modelos basados en HR, el modelo con las covariables EDIF y OBS no convergieron. Los modelos con las otras combinaciones de covariables son peores que el modelo HR EDIF (ver AIC Tabla 3). El mejor modelo fue en la función HN e incluyó las covariables OBS y EDIF (ver AIC Tabla 3).

Durante el período de estudio, la densidad media estimada varió por cada tipo de ambiente. La exploración de las estimaciones de densidad por estratos mostró que la densidad media de grupos de tortola turca es ligeramente mayor en la zona periurbana en comparación con los parques, aunque la diferencia entre estos ambientes no es significativa (Tabla 4). La estimación de densidades de individuos mostró que la zona urbana (6,86 individuos/ha) es menor

en comparación con la zona periurbana (20,85 individuos/ha). La densidad media para todas las localidades estudiadas con presencia de tortola fue de 13,02 individuos/ha.

DISCUSIÓN

Se ha sugerido que tanto el éxito y la abundancia de las especies invasoras, sean introducidas o no, están relacionadas con el grado de urbanización (Coombs *et al.* 1981, Devictor *et al.* 2007). Estudios previos señalan que la tortola turca alcanza sus mayores densidades en los parques y en la periferia de las áreas urbanas (Rodríguez 1999, Carrascal y Palomino 2008, Bled *et al.* 2011, Yackulic *et al.* 2015). Nuestros resultados concuerdan con estos estudios, ya que las mayores densidades se detectaron en los mismos ambientes. La causa de esta asociación estaría relacionada con la dieta generalista de la especie, ya que en estos ambientes al presentar una rica y abundante representación arbórea ofrecen una amplia variedad de recursos alimentarios y sitios de anidación (Rocha-Camarero y Hidalgo de Trucios 2004). La preferencia por las áreas periurbanas en nuestro estudio (11,5 - 38,7 individuos/ha) es equivalente a lo encontrado en otros lugares. Así, en Extremadura se han estimado 22 individuos/ha (Rocha-Camarero y Hidalgo de Trucios 1998), densidad equiparable a la que encontramos en las superficies periurbanas de nuestra área de estudio.

En la provincia de Alicante (SE España) la densidad de tortolas turcas no superó la pareja de aves reproductoras por hectárea según López-Iborra *et al.* (2015), resultando inferiores a la densidad de las áreas urbanas de este estudio. En otras zonas de Europa, Dulisz y Nowakowski (2011) señalaron entre 2,2 - 5,4 individuos/ha, siendo estos valores inferiores a las densidades aquí señaladas en áreas periurbanas. Por otra parte, en el este de España evita las zonas más frías, lo que coincide con las mayores altitudes (Bermúdez-Cavero *et al.* 2021). Esto explicaría la ausencia de registros de tortola turca en trece de las 46 localidades del presente estudio.

El MCDS elimina la necesidad de suposiciones no justificadas sobre la detectabilidad constante (Crosbie *et al.* 2011) que varían entre los niveles de las covariables potenciales (Arandhara *et al.* 2020); por ejemplo, el observador y la altura de los edificios. Por lo que, la inclusión de covariables mejora el ajuste del modelo para el MCDS e incrementa su precisión (Zerbini 2006, Marques *et al.* 2007). Al modelizar las funciones de detección, la inclusión de covariables es útil en varios casos y es probable que den estimaciones más precisas de la densidad de aves (Marques *et al.* 2007, Crosbie *et al.* 2011). Nuestros resultados muestran que tanto el observador como la altura de los edificios influyeron en la estimación de la densidad de la tórtola turca. Los observadores presentan diferencias entre ellos, pero además la altura de los edificios muestra una influencia negativa pues una altura mayor dificulta la observación de las aves. Seleccionar al observador como una covariable, destacando el hecho de que los observadores pueden variar en su capacidad para detectar una especie determinada (Diefenbach *et al.* 2003, Norvell *et al.* 2003, Eglington *et al.* 2010), muestra la importancia de tener en cuenta esas diferencias si se van a hacer comparaciones entre las estimaciones recopiladas por diferentes equipos de campo (Marques *et al.* 2007). No tener en cuenta el sesgo del observador puede requerir la adopción de suposiciones irracionales y dar lugar a estimaciones menos precisas de la densidad de las aves (Eglington *et al.* 2010, Crosbie *et al.* 2011).

Es importante indicar que raramente todos los individuos son detectados durante la evaluación (Hostetter *et al.* 2019), ya que el tamaño y el comportamiento de los individuos también son factores importantes que pueden afectar la probabilidad de detectar una especie objetivo (Eraud *et al.* 2007) y, por ende, estimar su densidad. Estos factores pueden explicar la probabilidad que la especie sea detectada, ya que la tórtola turca es una especie de tamaño mediano (Cramp 1985), fácilmente reconocible incluso a largas distancias (Eraud *et al.* 2007). La distancia desde el observador es una fuente ubicua de heterogeneidad, porque las aves cercanas se

detectan más fácilmente que las distantes (Efford y Dawson 2009); sin embargo, otra fuente de heterogeneidad adicional en la detección es la heterogeneidad de los ambientes evaluados, tal como muestran nuestros resultados, ya que la altura de los edificios influyó negativamente en su detección.

Tras corregir por la detectabilidad, la densidad de aves se reduce en las zonas más densamente edificadas (Mason 2006, Tratalos *et al.* 2007). La menor abundancia encontrada en los sectores urbanos en sentido estricto concuerda con lo establecido con estos autores, pues en nuestras zonas periurbanas el número de edificios se reduce. Esta disminución de las densidades poblacionales probablemente estaría relacionada por el reemplazo de la vegetación nativa, y de los espacios abiertos por edificios, carreteras y otras estructuras (Pennington y Blair 2012), como las aquí observadas.

Los espacios cerrados, generalmente dominados por edificios de gran altura, afectan la capacidad de detección, la cual varía a consecuencia del entorno (Murgui y Hedblom 2017), además, estos ambientes afectan al tamaño de grupo de aves observado porque es probable que los grupos más grandes sean más detectables que los más pequeños (Johnston *et al.* 2014). Nuestros resultados muestran que la disminución de la tórtola turca, desde zonas periurbanas hacia urbanas, puede estar relacionada con la altura de los edificios.

Las diferencias de los IPA's entre estratos pueden estar relacionadas con la presencia de una gran cantidad de edificaciones, sugiriendo que la capacidad de dispersión de la tórtola turca probablemente se atenúa con el grado de urbanización. Además, su dieta generalista sería una razón para el éxito invasivo, y con frecuencia se encuentran en parques y avenidas que presenten arbolado (Rocha-Camarero y Hidalgo de Trucios 1998). Asimismo, las preferencias de hábitat de la tórtola turca a nivel local (e.g. presencia de parques, colegios, vegetación exótica) en el este de España están descritas por Bermúdez-Cavero *et al.* (2021). Los resultados de este estudio apoyan

la utilidad de los puntos de conteo y los métodos de muestreo de distancia de covariables múltiples en los programas de monitoreo de especies invasoras que están adaptadas a hábitats antrópicos.

En conclusión, nuestros datos sugieren que el muestreo por distancias es un método adecuado en costo-beneficio para la estimación poblacional de la tortola turca en ambientes urbanos. Además, se propone que esta técnica pudiera ser muy útil como parte de un plan de manejo efectivo, ya que facilita una evaluación rigurosa de los costos de control al cuantificar objetivamente su impacto real, brindando una estimación razonable del tamaño de la población y, en última instancia, la efectividad de las medidas de control.

PARTICIPACIÓN DE AUTORES

AOBC y JAGD concepción y diseño; AOBC, JAGD, EBP e IRN toma de datos; AOBC análisis de datos; AOBC, JAGD y GMLI escritura del documento. Todos los autores discutieron el manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos Eric Mellink y Adrián Ponz por sus comentarios a la primera versión, que ayudaron a mejorar el manuscrito.

CONFLICTO DE INTERÉS

Los autores declaran que no tienen conflictos de interés.

LITERATURA CITADA

Aguilella A, Fos S, Laguna E, editores. 2010. Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas. (Colección). Valencia: Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge, Generalitat Valenciana.

Akaike H. 1973. Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle.

En: Petrov BN, Csaki F, editores. Proceedings of the 2nd International Symposium on Information Theory. Budapest: Akademiai Kiado. p. 267-281.

Arandhara S, Sathishkumar S, Baskaran N. 2020. Modelling the effect of covariates on the detectability and density of native blackbucks and invasive feral-horse using Multiple Covariate Distance Sampling at Point Calimere Wildlife Sanctuary, Southern India. *Mamm. Biol.* 100:173-186. doi: <https://doi.org/10.1007/s42991-020-00018-w>

Bermúdez-Cavero AO, Bernat-Ponce E, Gil-Delgado JA, López-Iborra GM. 2021. Urban landscape selection by Eurasian collared dove (*Streptopelia decaocto*) in eastern Spain. *Caldasia* 43(1):138-148. doi: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v43n1.82214>

Bernat-Ponce E, Gil-Delgado JA, Guijarro D. 2018. Factors affecting the abundance of House Sparrows *Passer domesticus* in urban areas of southeast of Spain. *Bird Study* 65(3):404-416. doi: <https://doi.org/10.1080/00063657.2018.1518403>

Bernat-Ponce E, Gil-Delgado JA, López-Iborra GM. 2020. Replacement of semi-natural cover with artificial substrates in urban parks causes a decline of house sparrows *Passer domesticus* in Mediterranean towns. *Urban Ecosyst.* 23:471-481. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00940-4>

Bernat-Ponce E, Gil-Delgado JA, López-Iborra GM. 2022. Efectos de las características de las ciudades occidentales contemporáneas sobre la avifauna urbana. *Ecosistemas* 31(1):2158. doi: <https://doi.org/10.7818/ECOS.2158>

Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA. 1993. *Bird Census Techniques*. London: Academic Press.

Blackburn TM, Duncan RP. 2001. Establishment patterns of exotic birds are constrained by non-random patterns in introduction. *J. Biogeogr.* 28(7):927-939. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2001.00597.x>

Blackburn TM, Lockwood JL, Cassey P. 2009. *Avian Invasions: The ecology and evolution of exotic birds*. Chapter 9, *The evolution of Exotic Birds*. Oxford: Oxford University Press. doi: <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199232543.003.0009>

Bled F, Royle JA, Cam E. 2011. Hierarchical modeling of an invasive spread: the Eurasian Collared dove *Streptopelia decaocto* in the United States. *Ecol. Appl.* 21(1):290-302. doi: <https://doi.org/10.1890/09-1877.1>

Bretz F, Hothorn T, Westfall P. 2010. *Multiple Comparisons Using R*. Boca Raton: CRC Press.

Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL. 1993. *Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations*. London: Chapman and Hall.

Buckland ST, Rexstad EA, Marques TA, Oedekoven CS. 2015. *Distance Sampling: Methods and Applications*. New York: Springer Cham.

Burnham KP, Anderson DR. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Nueva York: Springer-Verlag.

Carrascal LM, Palomino D. 2008. *Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006*. Madrid: SEO/BirdLife.

Carrete M, Tella JL. 2008. Wild-bird trade and exotic invasions: A new link of conservation concern? *Front. Ecol. Environ.* 6(4):207-211. doi: <https://doi.org/10.1890/070075>

Coombs CFB, Isaacson AJ, Murton RK, Thearle RJP, Westwood NJ. 1981. Collared doves (*Streptopelia decaocto*) in urban habitats. *J. Appl. Ecol.* 18(1):41-62. doi: <https://doi.org/10.2307/2402478>

Cramp S. 1985. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Volume 4. The Birds of the Western Palearctic: Terns to Woodpeckers*. Oxford: Oxford University Press.

Crosbie SP, Souza LE, Ernest HB. 2011. Estimating western Scrub-Jay density in California by multiple-covariate distance sampling. *Condor* 113(4):843-852. doi: <https://doi.org/10.1525/cond.2011.090152>

del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J. 1997. *Handbook of the Birds of the World. Vol. 4. Sandgrouse*

to Cuckoos. Barcelona: Lynx Editions.

Devictor V, Julliard R, Couvet D, Lee A, Jiguet, F. 2007. Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conserv. Biol.* 21(3):741-751. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00671.x>

Diefenbach DR, Brauning DW, Mattice JA. 2003. Variability in grassland bird counts related to observer differences and species detection rates. *Auk* 120(4):1168-1179.

Dunn PK, Smyth, GK. 2018. *Generalized Linear Models With Examples in R*. New York: Springer-Verlag. doi: <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-0118-7>

Dulisz B, Nowakowski JJ. 2011. Population dynamics of the Collared Dove *Streptopelia decaocto* in urban areas of Poland during wintertime. En: Indykiewicz P, Jerzak L, Böhner J, Kavanagh B, editores. *URBAN FAUNA. Studies of animal biology, ecology and conservation in European cities*. Bydgoszcz: University of Technology and Life Sciences. p. 449-460.

Efford MG, Dawson DK. 2009. Effect of distance-related heterogeneity on population size estimates from point counts. *Auk* 126(1):100-111. doi: <https://doi.org/10.1525/auk.2009.07197>

Eglinton SM, Davis SE, Joys AC, Chamberlain DE, Noble DG. 2010. The effect of observer experience on English Breeding Bird Survey population trends. *Bird Study* 57(2):129-141. doi: <https://doi.org/10.1080/00063650903440648>

Eraud C, Boutin J-M, Roux D, Faivre B. 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. *J. Biogeogr.* 34(6):1077-1086. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01673.x>

Fujisaki I, Pearlstine EV, Mazzotti FJ. 2010. The rapid spread of invasive Eurasian collared doves *Streptopelia decaocto* in the continental USA follows human-altered habitats. *Ibis* 152(3): 622-632. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2010.01038.x>

Gibbons DW, Gregory RD. 2006. Birds. En: Sutherland WJ, editor. *Ecological Census Techniques: A handbook* (2nd ed.). Cambridge: Cambridge University Press. p. 308-350.

Gibbs D, Barnes E, Cox J. 2010. *Pigeons and doves: A guide to the pigeons y dove of the world*. London: A & C Black Publishers.

Groom JD, McKinney LB, Ball LC, Winchell CS. 2007. Quantifying off-highway vehicle impacts on density and survival of a threatened dune-endemic plant. *Biol. Conserv.* 135(1):119-134. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.005>

Guiry E, Buckley M. 2018. Urban rats have less variable, higher protein diets. *P. R. Soc. B-Biol. Sci.* 285:20181441. doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.1441>

Hostetter NJ, Gardner B, Sillett TS, Pollock KH, Simons TR. 2019. An integrated model decomposing the components of detection probability and abundance in unmarked populations. *Ecosphere* 10(3):e02586. doi: <https://doi.org/10.1002/ecs2.2586>

Hulme-Beaman A, Dobney K, Cucchi T, Searle JB. 2016. An Ecological and Evolutionary Framework for Commensalism in Anthropogenic Environments. *Trends Ecol. Evol.* 31(8):633-645. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.05.001>

Hutto RL, Pletschet SM, Hendricks P. 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *Auk* 103: 593-602. doi: <https://doi.org/10.1093/auk/103.3.593>

INE. c2016. Instituto Nacional de Estadística. Demografía y población. Padrón. Población por municipios. [last accessed: 15 Sep 2016]. https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736177011&menu=resultados&idp=1254734710990

Johnston A, Newson SE, Risely K, Musgrove AJ, Massimino D, Baillie SR, Pearce-Higgins JW. 2014. Species traits explain variation in detectability of UK birds. *Bird Study* 61(3):340-350. doi: <https://doi.org/10.1080/00063657.2014.941787>

Kasprzykowski Z, Goławski A. 2009. Does the use of playback affect the estimates of numbers of grey Partridge *Perdix perdix*? *Wildlife Biol.* 15(2):123-128. doi: <https://doi.org/10.2981/08-001>

Koper N, Leston L, Baker TM, Curry C, Rosa P. 2016. Effects of ambient noise on detectability and localization of avian songs and tones by observers in grasslands. *Ecol. Evol.* 6(1):245-255. doi: <https://doi.org/10.1002/ece3.1847>

Lee ATK, Marsden SJ. 2012. The influence of habitat, season, and detectability on abundance estimates across an Amazonian parrot assemblage. *Biotropica* 44(4):537-544. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00847.x>

López-Davalillo J. 2014. *Geografía Regional de España*. Madrid: Universidad Nacional de Educación a Distancia.

López-Iborra GM, Bañuls-Patiño A, Zaragozí-Llenes A, Sala-Bernabeu J, Izquierdo-Rosique A, Martínez-Pérez JE, Ramos-Sánchez J, Bañuls-Patiño D, Arroyo-Morcillo S, Sánchez-Zapata JA, Campos-Roig B, Reig-Ferrer A, editores. 2015. *Atlas de las aves nidificantes en la provincia de Alicante*. Alicante: Publicacions de la Universitat d'Alacant-SEO/Alicante.

MacGregor-Fors I, Payton, ME. 2013. Contrasting diversity values: Statistical inferences based on overlapping confidence intervals. *PLOS ONE* 8(2):8-11. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056794>

Martín-Echevarría L. 1932. *Geografía de España III*. Barcelona: Editorial Labor S. A.

Marques TA, Thomas L, Fancy SG, Buckland ST. 2007. Improving estimates of bird density using multiple-covariate distance sampling. *Auk* 124(4):1229-1243. doi: <https://doi.org/10.1093/auk/124.4.1229>

Marzluff J, Bowman R, Donnelly R. 2001. *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Boston: Kluwer Academic Publishers. doi: <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9>

Mason CF. 2006. Avian species richness and numbers in the built environment: Can new housing developments be good for birds? *Biodivers. Conserv.* 15(8):2365-2378. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-004-1236-4>

McKinney ML. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience* 52(10):883-890. doi: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)

Murgui E, Hedblom M. 2017. *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments*. Cham: Springer International Publishing. doi: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-43314-1>

Norvell RE, Howe FP, Parrish JR. 2003. A seven-year comparison of relative-abundance and distance-sampling methods. *Auk* 120(4):1013–1028. doi: <https://doi.org/10.1093/auk/120.4.1013>

Pennington DN, Blair RB. 2012. Using Gradient Analysis to Uncover Pattern and Process in Urban Bird Communities. En: Lepczyk CA, Warren PS, editores. *Urban Bird Ecology and*

Conservation. *Studies in Avian Biology*. Berkeley: University of California Press. p. 9-31. doi: <https://doi.org/10.1525/california/9780520273092.003.0002>

Puckett EE, Orton D, Munshi-South J. 2020. Commensal Rats and Humans: Integrating Rodent Phylogeography and Zooarchaeology to Highlight Connections between Human Societies. *BioEssays* 42(5). doi: <https://doi.org/10.1002/bies.201900160>

R Core Team. c2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [Revisada en: 01jun2019]. <https://www.R-project.org/>

Reynolds SJ, Ibáñez-Álamo JD, Sumasgutner P, Mainwaring MC. 2019. Urbanisation and nest building in birds: a review of threats and opportunities. *J. Ornithol.* 160(3):841-860. doi: <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01657-8>

Rigual A. 1972. Flora y vegetación de la provincia de Alicante. Alicante: Instituto de Estudios Alicantinos.

Rocha-Camarero G, Hidalgo de Trucios SJ. 1998. Distribución y abundancia de la Tórtola Turca *Streptopelia decaocto* en Extremadura (SO de España). *Butlletí Del Grup Català d'Anellament* 15, 1-8.

Rocha-Camarero G, Hidalgo de Trucios SJ. 2004. La Tórtola Turca, ¿especie cazable? En: Centro de Desarrollo Rural Campiña Sur, editores. *Gestión Cinegética y Desarrollo Rural*. Badajoz: Centro de Desarrollo Rural Campiña Sur. p. 143-152.

Rodríguez I. 1999. Evolución de la población de tórtola turca (*Streptopelia decaocto*) en la Comunidad de Madrid. *Anuario Ornitológico de Madrid* 42-47.

Romagosa CM, Labisky RF. 2000. Establishment and dispersal of the Eurasian Collared dove in Florida. *J. Field Ornithol.* 71(1):159-166. doi: <https://doi.org/10.1648/0273-8570-71.1.159>

Sorace A. 2002. High density of bird and pest species in urban habitats and the role of predator abundance. *Ornis Fennica* 79(2):60-71.

Summers-Smith JD. 1988. *The Sparrows: A Study of the Genus Passer*. London: T & AD POYSER.

Thomas L, Buckland ST, Rexstad EA, Laake JL, Strindberg S, Hedley SL, Bishop JRB, Marques TA, Burnham KP. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *J. Appl. Ecol.* 47(1):5-14. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x>

Thompson SJ, Handel CM, McNew LB. 2017. Autonomous acoustic recorders reveal complex patterns in avian detection probability. *J. Wildlife Manage.* 81(7):1228-1241. doi: <https://doi.org/10.1002/jwmg.21285>

Tratalos J, Fuller RA, Evans KL, Davies RG, Newson SE, Greenwood JJD, Gaston KJ. 2007. Bird densities are associated with household densities. *Glob. Change Biol.* 13(8):1685-1695. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01390.x>

Verma SK, Murmu TD. 2015. Impact of environmental and disturbance variables on avian community structure along a gradient of urbanization in Jamshedpur, India. *PLoS ONE.* 10(7):1-15. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133383>

Vimercati G, Probert AF, Volery L, Bernardo-Madrid R, Bertolino S, Céspedes V, Essl F, Evans T, Gallardo B, Gallien J, González-Moreno P, Charlotte M, Hui C, Jeschke JM, Katsanevakis S, Kühn I, Kumschick S, Pergl J, Pyšek P, Rieseberg L, Robinson TB, Saul W-C, Sorte CJB, Vilà M, Wilson JRU, Bacher S. 2022. The EICAT+ framework enables classification of positive impacts of alien taxa on native biodiversity. *PLoS Biol* 20(8):e3001729. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3001729>

Yackulic CB, Nichols JD, Reid J, Der R. 2015. To predict the niche, model colonization and extinction. *Ecology*, 96(1):16-23. doi: <https://doi.org/10.1890/14-1361.1>

Zerbini AN. 2006. Improving precision in multiple covariate distance sampling: a case study with whales in Alaska. [Tesis]. [Washington]: Universidad de Washington.

Tabla 1. Superficie (área), número de habitantes, número de puntos de conteo (N) y abundancia total de cada una de las localidades (A) con presencia de tortola turca en la Comunidad Valenciana. Área y habitantes (INE c2016).

Localidad	N	A	Área (Km ²)	Habitantes
Devesa ^a	2	0	0,21	0
El Saler	2	6	8,2	1699
Muntanyeta dels Sants	3	18	0,1	0
Vinarós	7	48	95,5	28190
Morella ^a	4	0	413,5	2575
Villores ^a	2	0	5,3	37
Forcall ^a	3	0	39,2	476
Sant Mateu	5	2	64,6	1995
L'Eliana	6	54	8,8	17436
Pobla de Vallbona	7	38	33,1	22994
Liria	7	26	228	22745
Onil	5	10	48,4	7548
Benilloba	3	11	9,5	786
Banyeres	5	5	50,3	7155
Alcoi	8	29	129,9	59567
Cocentaina	6	24	52,9	11406
Chiva ^a	6	0	178,7	15004
Utiel	6	10	236,9	11915
Requena	7	4	814,2	20621

Titaguas ^a	3	0	63,2	473
Chelva	4	17	190,6	1446
Losa del Obispo	3	8	12,2	502
Burjassot	8	4	3,4	37546
Torrent	9	13	69,3	80107
Valencia	16	117	136,4	786189
Viver	4	1	49,9	1558
Pina de Montalgrao ^a	2	0	31,6	129
Barracas ^a	2	0	42,2	181
Azuébar ^a	2	0	23,4	325
Chóvar ^a	2	0	18,3	327
Aín ^a	2	0	12,3	131
Altura	4	44	129,5	3647
Segorbe	5	31	106,1	9073
Port Sagunt	5	14	3,61	40842
Sagunt	3	5	132,4	64944
Canet de Berenguer	5	30	38	6426
Canals	6	2 ^b	21,8	13628
Navarres	4	3 ^b	47	3104
Sumacàrcer ^a	4	0	20,1	1168
Xàtiva	7	5	76,6	29095
Quesa	3	10	73,2	690
Vallada ^a	4	0	61,5	3121

Faura	4	5	1,2	3477
Benavites	3	7	4,3	626
Benicarló	7	33	47,9	26403
Peñíscola	5	39	79	7444

^aZonas muestreadas, pero sin registros de tórtolas turcas.

^bNo se consideraron por no tener las distancias.

Tabla 2. Efecto de las covariables significativas sobre la distancia de detección de cada contacto de la tórtola turca. El coeficiente (β) y el error estándar (SE) fueron obtenidos del GLM. Los valores de p se basan en los resultados de la prueba de t de student. En el caso del factor OBS el nivel de referencia es OB4.

GLM1 con todas las covariables				
Covariable	β	SE	Valor t	p
Intercepto	0,016	0,004	4,69	< 0,001
OB1	0,007	0,003	2,62	< 0,01
OB2	0,008	0,003	2,62	< 0,01
OB3	0,018	0,008	2,38	< 0,05
EDIF	0,002	0,001	3,11	< 0,01
CARS-Bajo	0,0005	0,003	0,15	0,88
CARS-Moderado	-0,003	0,004	-0,86	0,39
PERS-Bajo	0,002	0,003	0,60	0,55
PERS-Moderado	0,004	0,004	0,86	0,39

GLM2 aditivo con las covariables significativas

Intercepto	0,018	0,001	12,66	< 0,001
OB1	0,006	0,002	2,59	< 0,01
OB2	0,009	0,003	2,80	< 0,01
OB3	0,019	0,008	2,42	< 0,05
EDIF	0,002	0,0005	3,32	< 0,01

Tabla 3. Resultados de los diferentes modelos ajustados usando el MCDS sin términos de ajuste. Las funciones claves son seminormal (HN) y tasa de riesgo (HR). Los términos de ajuste son coseno (Cos) y polinomio simple (SP). Las covariables factoriales en los modelos MCDS incluyen al observador (OBS), y número de vehículos (CARS) y peatones (PERS) que ingresan al radio de evaluación por minuto, y como variable no factorial el promedio del número de pisos de los 8 edificios cercanos al punto de conteo (EDIF). Los grupos están ordenados de acuerdo con el criterio de información de Akaike (Δ AIC: diferencia de AIC respecto al mejor modelo). Se muestran el número de parámetros en cada modelo.

Modelo ajustado con una sola covariable

Modelo	Covariable	Número de parámetros*	Δ AIC	AIC	RDE	Densidad	84% IC		PD
							D LCL	D UCL	
HR-SP	EDIF	3	10,20	835,58	34,13	16,51	12,61	21,62	0,12
HN-Cos	OBS	4	26,17	851,55	38,47	11,73	8,98	15,34	0,15
HR-SP	OBS	5	27,16	852,55	39,09	11,54	8,85	15,04	0,15

HN-Cos	EDIF	2	28,47	853,85	39,22	11,51	8,85	14,96	0,15
HR-SP	CARS	4	36,92	862,31	41,04	10,61	8,16	13,79	0,17
HR-SP	PERS	4	38,77	864,15	41,23	11,31	8,70	14,71	0,17
HN-Cos	CARS	3	55,97	881,35	41,36	10,29	7,93	13,36	0,17
HN-Cos	PERS	3	58,12	883,50	41,50	10,31	7,96	13,36	0,17

Modelo ajustado con covariable con menor AIC

HN-Cos	OBS + EDIF	5	0,00	825,38	36,61	13,02	9,95	17,02	0,13
HR-SP	OBS + CARS	7	11,91	837,29	34,82	14,11	10,56	18,85	0,12
HR-SP	EDIF + CARS	5	14,61	839,99	34,22	15,17	11,57	19,91	0,12
HR-SP	EDIF + PERS	5	13,53	838,91	34,01	16,63	12,70	21,76	0,12
HN-Cos	OBS + CARS	6	18,20	843,59	37,62	12,18	9,29	15,97	0,14
HN-Cos	OBS + PERS	6	25,41	850,79	38,32	11,90	9,12	15,54	0,15
HR-SP	OBS + PERS	7	34,33	859,71	40,15	11,00	8,41	14,37	0,16

RDE radio de detección efectivo, *DLCL 84 %* límite inferior de confianza de la densidad, *DUCL 84 %* límite superior de confianza de la densidad, *PD* probabilidad de detección. * el AIC no seleccionó términos de ajuste.

Tabla 4. Densidad de grupos de tórtola turca y de individuos por estrato y datos agrupados calculada con el mejor modelo (seminormal/coseno). Intervalo de confianza superior e inferior del 84 % entre paréntesis. Los valores medios del número de individuos por grupo (NIG) e índice puntual de abundancia (IPA) se reportan como media \pm error estándar.

Estrato	NPC	NC	Densidad de	NIG	Densidad de	PD	IPA
			grupos por ha (84 % IC)		individuos por ha (84 % IC)		
Parque	38	102	6,55 (5,15 - 8,31)	9,89 ± 3,83	11,34 (8,75 - 14,70)	0,15	2,35 ± 0,39
Periurbano	9	28	7,39 (4,86 - 1,22)	4,33 ± 1,33	20,85 (13,22 - 32,89)	0,26	2,82 ± 0,42
Urbano	125	216	4,35 (3,56 - 5,31)	6,22 ± 1,54	6,86 (5,51 - 8,55)	0,12	1,57 ± 0,10
Global	172	346	6,09 (4,96 - 7,49)	10,2 ± 2,9	13,02 (9,95 - 17,02)	0,13	1,89 ± 0,14

NPC = número de puntos de conteos por tipo de ambiente. *NC* = número de contactos por tipo de ambiente, *PD* probabilidad de detección.

Figura 1. Histograma de frecuencia de las distancias totales (a) tomadas para la tórtola turca y frecuencias de distancias para los datos agrupados (b) en los siguientes intervalos: 0, 25, 50, 75, 100 m.

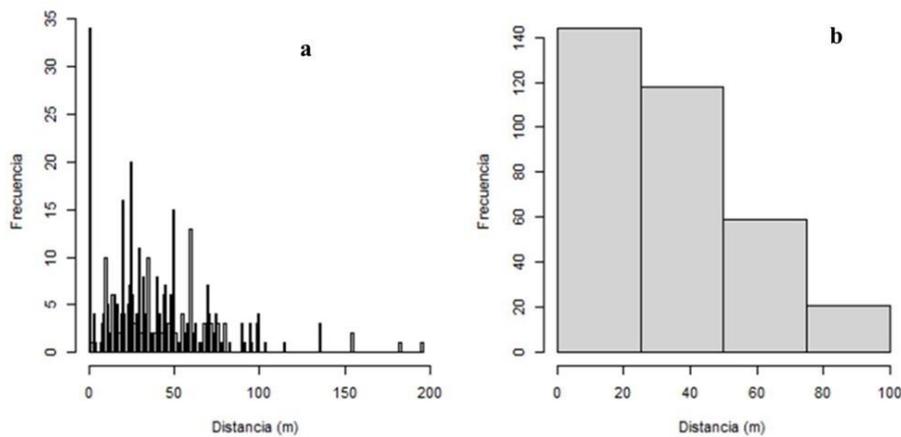


Figura 2. Distancia de los contactos obtenidos por cada observador en función del número de pisos promedio de los ocho edificios más cercanos al punto de conteo. La línea continua marca el

ajuste del GLM para cada observador y los círculos las distancias registradas por cada uno de ellos (identificados según el color de su línea).

