Distribución y tamaño de la población de la paloma bravía var. doméstica (*Columba livia f. domestica*) en Vitoria-Gasteiz.

Autores:

Juan Arizaga[1], Olatz Aizpurua[1], Xabier Esparza[1], Luis M. Carrascal[2]

[1]Departamento de Ornitología, Sociedad de Ciencias Aranzadi, Zorroagagaina 11, 20014 Donostia.

[2]Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.

*Correspondencia: jarizaga@aranzadi.eus

Cítese este informe como:

Arizaga, J., Aizpurua, O., Esparza, X., Carrascal, L. M. 2023. Distribución y tamaño de la población de la paloma bravía var. doméstica (*Columba livia f. domestica*) en Vitoria-Gasteiz. Sociedad de Ciencias Aranzadi para el Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz. Inédito.

FINANCIA:

Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz
Vitoria-Gasteizko Udala

ÍNDICE

NOTA PRELIMINAR ..... Pág. 3

ANTECEDENTES ..... Pág. 3

METODOLOGÍA ..... Pág. 7

RESULTADOS ..... Pág. 18

DISCUSIÓN ..... Pág. 31

PROPUESTA DE MEDIDAS DE GESTIÓN ..... Pág. 37

BIBLIOGRAFÍA ..... Pág. 46

ANEXOS ..... Pág. 51

NOTA PRELIMINAR

Los resultados obtenidos en 2023 sobre el tamaño poblacional de palomas en Vitoria-Gasteiz son similares a los obtenidos en el estudio llevado a cabo en 2020 por Lokimica. Se ha realizado un estudio comparativo de los dos métodos en el cual se observa que el conteo de individuos por celdas es muy similar. La diferencia de los resultados de los dos estudios se obtiene al calcular la estima total de la población, porque el informe actual está basado en el desarrollo de una metodología de muestreo y análisis estadísticos que mejoran, desde un punto de vista metodológico, el censo de palomas urbanas llevado a cabo en Vitoria-Gasteiz en 2020. Las diferencias entre ambos estudios se deben, mayoritariamente, a esta mejora metodológica aplicada a las estimas poblacionales.

ANTECEDENTES

El conocimiento a escala fina de la distribución y abundancia de la avifauna en núcleos urbanos es esencial para abordar eficazmente medidas de gestión y manejo tanto desde el punto de vista de la conservación como del control de plagas (Senar *et al.*, 2016, Anton *et al.*, 2017, Arizaga *et al.*, 2021).

La actual paloma urbana proviene de la colonización de los núcleos urbanos por descendientes en régimen de libertad de la paloma cimarrona o doméstica (*Columba livia f. domestica*), que por su lado proviene de la domesticación de su ancestro silvestre, la paloma bravía (*C. livia*) (Johnston y Janiga, 1995). La paloma bravía, además, fue la primera ave en ser domesticada, hace ca. 5000-10000 años en Oriente Próximo (Johnston y Janiga, 1995). La paloma bravía es propia de cortados y cantiles, tanto en zonas costeras como de interior (Keller *et al.*, 2020), mientras que la variedad doméstica nidifica en construcciones humanas, principalmente en pueblos y

ciudades. Ambas variedades pueden hibridarse, lo que hace que la existencia de poblaciones 'puras' de paloma bravía se limite a las zonas más remotas en áreas de montaña y costas. La sobrealimentación que experimentan las palomas urbanas y las condiciones ambientales que ofrecen los núcleos urbanos (e.g., con temperaturas más elevadas en invierno), a menudo dan pie a poblaciones muy numerosas que, a nivel local, provocan, numerosos problemas.

Entre tales problemas caben citar: (1) Conservación de patrimonio. El impacto de la especie sobre el patrimonio arquitectónico es motivo de preocupación, tanto a nivel económico como de conservación. Su costumbre de obtener pequeñas piedras del mortero de los edificios para facilitar la digestión en el buche, junto con la acidez de los excrementos, facilita la degradación de los materiales que conforman cubiertas y fachadas, con la consiguiente aceleración de su deterioro estructural y las sustanciales inversiones que acarrean los costes de limpieza y restauración del patrimonio histórico (Del Monte y Sabbioni, 1986, Dell'Omo, 1996, Haag-Wackernagel y Geigenfeind, 2008). (2) Salud pública. Desde el punto de vista de la salud pública, las palomas son vectores de enfermedades y transmisores de microorganismos patógenos para el ser humano (Dautel *et al.*, 1999, Haag-Wackernagel y Moch, 2004). Los excrementos de paloma pueden contener los patógenos que dan pie a enfermedades como la histoplasmosis, criptococosis y psitacosis (Dautel *et al.*, 1999, Haag-Wackernagel y Moch, 2004, Cano-Terriza *et al.*, 2015, Pérez-Sancho *et al.*, 2019, Mia *et al.*, 2022), obviando los que impactan sobre la fauna silvestre y mascotas (Sansano-Maestre *et al.*, 2009, Cano-Terriza *et al.*, 2015, Phalen *et al.*, 2017). (3) Psicológicos. Cada vez se reconocen más los efectos psicológicos de la superpoblación de palomas en la ciudadanía. Su presencia y comportamientos asociados pueden ocasionar molestias relacionadas con el arrullo, olores y el uso de puntos de cría o descanso cerca de las viviendas que provocan estrés y alteraciones del sueño

en personas sensibles, repercutiendo significativamente en la calidad de vida y el bienestar psicológico (Wormuth, 1994). Por todo ello, las palomas urbanas son con frecuencia objeto de descastes y medidas de gestión destinadas a reducir su número.

El Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, mediante licitación, invitó a la Sociedad de Ciencias Aranzadi a realizar un estudio para estimar el tamaño de la población de la paloma urbana en la ciudad de Vitoria-Gasteiz. Además, dicho estudio debía comparar los resultados con otro trabajo llevado a cabo en octubre de 2020 (Lokímica, 2020). El objetivo último es disponer de datos con los que poder planificar medidas de gestión orientadas a evitar la superpoblación de la especie y compatibilizar su presencia con la vida urbana.

Específicamente, los objetivos que se alcanzan mediante el presente estudio, son:

(1) Comparar el valor de individuos censados en 2023 con el que se obtuvo en 2020. Con el fin de poder hacer una comparativa con el trabajo llevado a cabo en 2020, se desarrolló un muestreo idéntico tanto en cuanto a censos como análisis de datos. No obstante, se ha identificado que el trabajo llevado a cabo en 2020 adolece de algunas carencias metodológicas que pueden dar lugar a estimas sesgadas. Por ejemplo, asume un factor de corrección ligado a la supuesta detectabilidad de la especie que no ha sido calculado específicamente para el municipio (y comprobado, por tanto, si es correcto o no) (Carrascal y Palomino, 2008, Arizaga *et al.*, 2022a, Arizaga *et al.*, 2022b). Tampoco hace réplicas (esto es, cada unidad de muestreo se censó una única vez) ni aporta un intervalo de confianza al valor calculado. Por todo ello, de cara al trabajo de campo de 2023 se creó un nuevo protocolo cuyas características más relevantes fueron el desarrollo de réplicas en transectos

censados considerando bandas de conteo y la aplicación de modelos para estimar la abundancia.

(2) Estimar la detectabilidad de la paloma urbana en Vitoria-Gasteiz.

(3) Determinar el peso y efecto de diferentes variables asociadas a los usos del suelo y geográficas a la hora de explicar el patrón de distribución de la abundancia de paloma urbana en Vitoria-Gasteiz.

(4) Estimar el tamaño global de la población de la especie de estudio en el municipio y la variabilidad de su densidad según zonas y hábitats.

(5) Identificar puntos de alimentación y descanso.

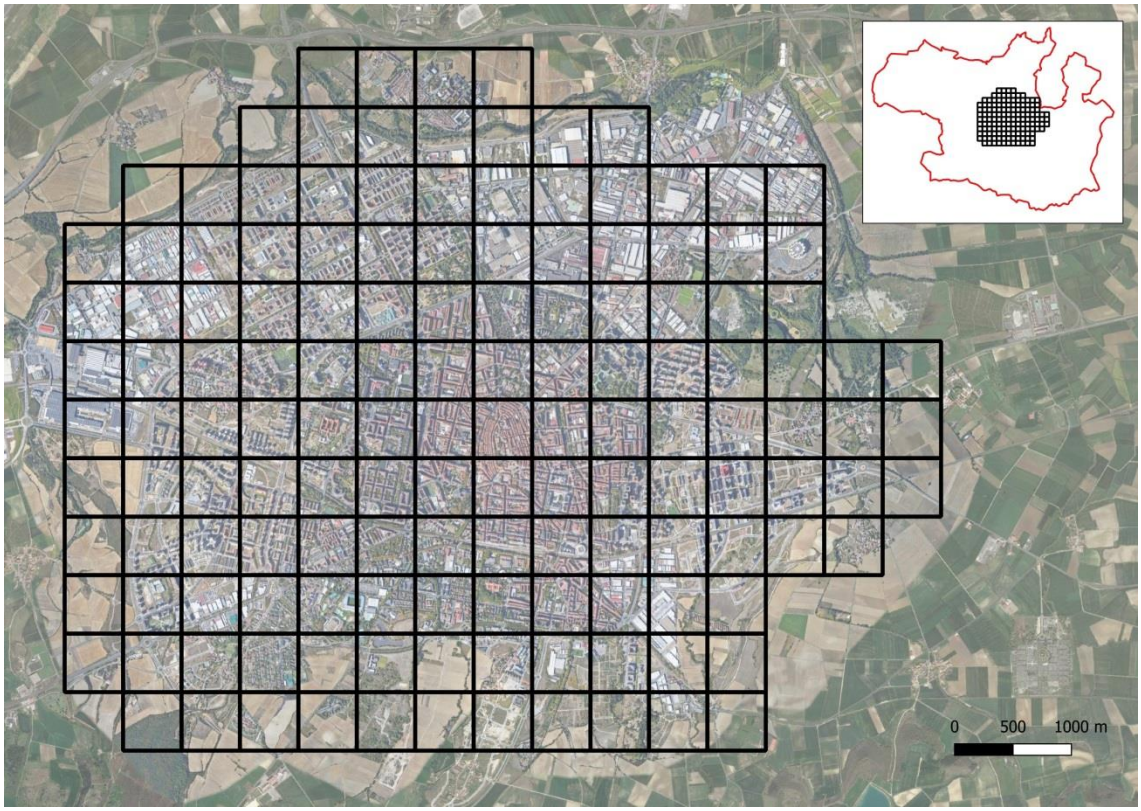
(6) Evaluar la situación de la población de paloma urbana en Vitoria-Gasteiz, comparándola con la de otras zonas urbanas y ofrecer una guía con posibles medidas de gestión.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El estudio se realizó en la ciudad de Vitoria-Gasteiz. El área de muestreo abarcó un total de 143 celdas UTM de 500 m de lado (esto es, de 0,25 km^2) (Fig. 1), de las que se censaron 80 celdas (56%). Esta cuadrícula de 143 celdas es la utilizada en el muestreo de 2020.

Fig. 1. Cuadrícula de celdas UTM de 500x500 m, utilizadas como unidad base de muestreo para el censo de paloma urbana en la ciudad de Vitoria-Gasteiz. En el recuadro se indica el área de estudio (cuadrícula) en el municipio de Vitoria-Gasteiz (polígono rojo).



Periodo de estudio

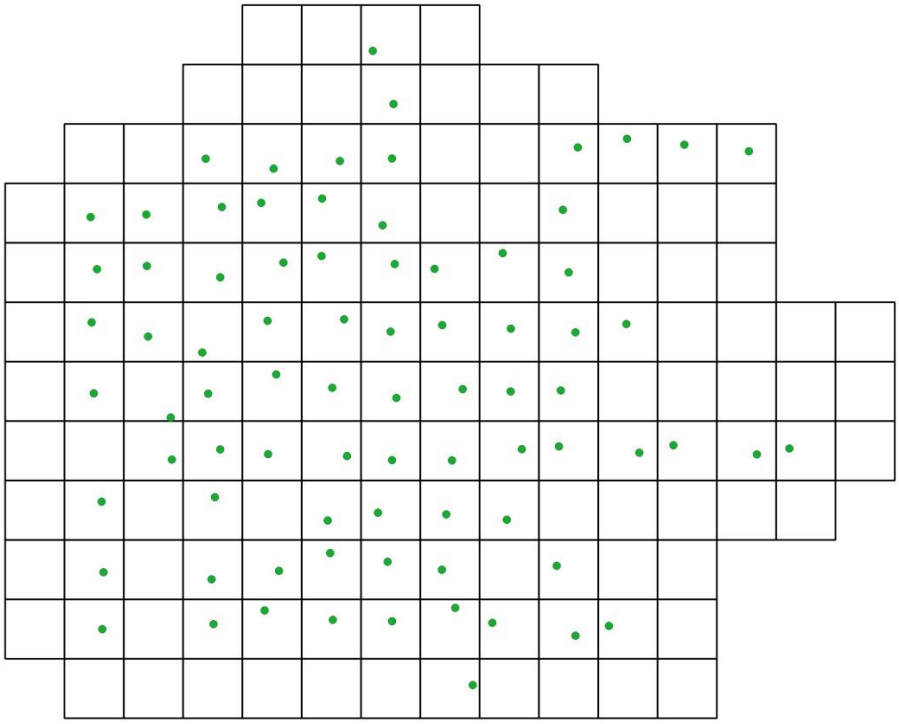
Por causas coyunturales, el censo se llevó a cabo entre los meses de septiembre y octubre de 2023. Se trata de una época del año en que la población alcanza máximos, una vez la reproducción ha finalizado y suma, en consecuencia, los adultos más los juveniles del año, ya crecidos. Por otro lado, la paloma urbana es una especie que apenas se dispersa, por lo que se trata de una especie con poca probabilidad de hallar individuos 'invernantes' de otro origen a nivel local, de tal modo que los individuos censados en otoño tienen origen local y conforman el *stock* reproductor de la siguiente primavera (Sol y Senar, 1985).

Aunque desde un punto de vista comparativo sería mejor hacer el censo en primavera (esto es, en un periodo en el que se contabilizan, exclusivamente, adultos, evitando de este modo el conteo de pollos volanderos, juveniles o inmaduros (Anton *et al.*, 2017, Arizaga *et al.*, 2021, Molina *et al.*, 2022, Arizaga *et al.*, 2023a). Esta diferencia metodológica con otros trabajos será tenida en cuenta a la hora de discutir e interpretar los resultados.

Metodología: censos.

Los censos se planificaron sobre la base de la cuadrícula de celdas UTM de 500x500 m (Fig. 1). Consistieron en transectos de 200 m de longitud, cada cual localizado dentro de una única celda (Fig. 2). En conjunto se censaron 80 transectos, en otras tantas celdas. De las 143 que componen el área de estudio.

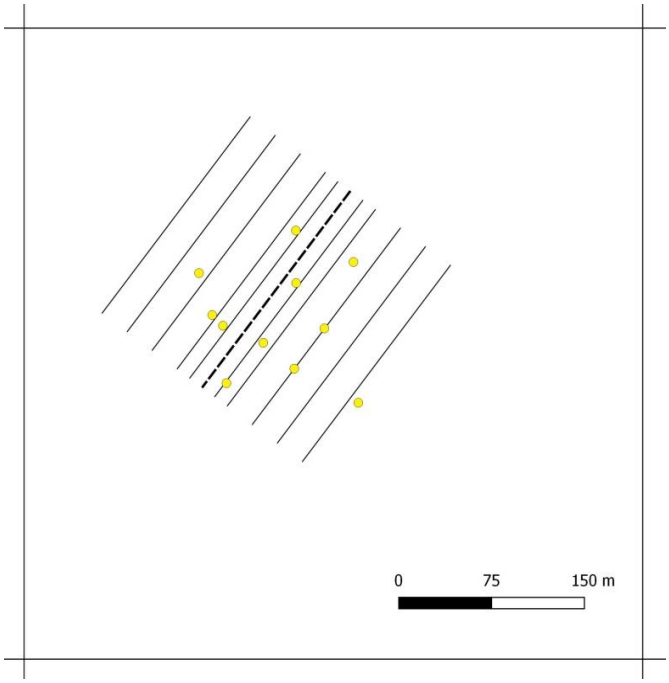
Fig. 2. Baricentro (puntos verdes) de cada uno de los transectos (*N* = 80) recorridos para censar paloma urbana en Vitoria-Gasteiz. Cuadrícula: celdas UTM de 500x500 m.



Teniendo en cuenta la distancia máxima a la cual es posible detectar palomas (estimada en unos 150 m en núcleos urbanos), se consideró un área de censo de 150 m a cada lado del transecto, por lo que cada uno de ellos cubrió 200 m x 2 bandas x 150 m = 60000 m^2 (0,06 km^2, el 24% de la superficie de la celda de 500x500 m).

Para cada contacto (ejemplar o conjunto de ejemplares observados) se anotó el tramo de banda en que se localizó (coordenada exacta, mediante capa cartográfica GIS en *Tablet*) y el número de individuos vinculados a cada localización (e.g., en el caso de bandos). Estas distancias fueron tomadas perpendicularmente a la trayectoria del observador, en bandas de: 0-12,5, 12,5-25,0, 25-50, 50-75, 75-100, 100-150 m (Fig. 3).

Fig. 3. Ejemplo de los contactos que se obtuvieron para uno de los transectos (raya discontinua), considerando, además, el reparto de la banda de censo en tramos (líneas continuas de 12,5 a 150 m). Un contacto pudo contener uno o más individuos de una especie.



Los transectos se separaron entre sí al menos 200 m. Cada transecto se recorrió dos veces con el fin de reducir en lo posible los sesgos que se asocian a un número bajo de censos (e.g., obtener valores muy altos o bajos, poco representativos de la abundancia real de la especie en la zona de muestreo). Los censos se llevaron a cabo durante un periodo de 4 h tras el amanecer o 2 h antes del ocaso, coincidiendo con los periodos de máxima actividad de las aves (Bibby *et al.*, 2000).

Adicionalmente, también se analizaron los datos que se obtuvieron en los censos que se realizaron para el atlas de aves nidificantes de Vitoria-Gasteiz (www.atlasvg.eus). Son censos de 500 m de longitud, llevados a cabo en celdas UTM de 1x1 km, en todo el municipio. Se realizaron durante el periodo de cría de 2022 y 2023, entre el 15 de abril y el 15 de junio. A diferencia de los transectos que se hicieron para la ciudad de Vitoria-Gasteiz, en este caso se empleó un ancho de banda de 25 m (Arizaga *et al.*, 2023a).

Por otro lado, se solicitó la colaboración de la ciudadanía, principalmente a través de los voluntarios y voluntarias que participaron en los censos del

atlas de aves nidificantes de Vitoria-Gasteiz, en desarrollo, para la identificación de puntos de alimentación y descanso de la paloma urbana en la ciudad. Para cada uno de los puntos, además, se solicitó una estima del número de individuos detectados. Este trabajo también se hizo por parte del equipo de profesionales que realizó los censos en la ciudad.

Finalmente, con el fin de comparar los censos que se hicieron en 2020 (Lokímica, 2020) con los actuales, en una muestra del conjunto de celdas UTM de 250x250 m censadas en 2020 se hicieron censos completos (esto es, se trató de contar todas las palomas que había en la celda; n = 128 celdas).

Metodología: variables ambientales predictoras

En los modelos que se llevaron a cabo (para más detalles ver siguiente sub-apartado) para explicar y predecir la abundancia de paloma urbana en Vitoria-Gasteiz se utilizaron como predictores un conjunto de variables vinculadas a las características del medio: coberturas de suelo, distancia al centro de la ciudad y variables de carácter geográfico. A continuación detallamos el tipo de variables utilizadas:

(1) Coberturas de suelo. Es la cantidad de superficie, en porcentaje relativo a la superficie global de la unidad espacial de análisis, cubierta por cada tipo de uso del suelo. Obtenidas, a través de SIG, de las capas del propio Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, agrupadas en 10 categorías para este proyecto. Variables: PASTIZ, pastizales (prados, pastos); FRONDO, arbolado de caducifolios; CULLEÑ, cultivo de leñosas (vid, etc.); CULHER, cultivos de carácter herbáceo (fundamentalmente, cereal); AGRURB, huertos urbanos; URBEDI, urbanizado y edificado; JARDIN, jardines, parques urbanos y, globalmente, espacios verdes en zona urbana; URBVIA, urbanizado no edificado (calles, plazas, etc.); URBOTR, otro tipo de zonas en áreas

urbanizadas (descampados, aparcamientos, etc.); AGUA, agua (cursos de agua, balsas, etc.).
(2) Variables geográficas. Variables: UTMX, longitud; UTMY, latitud; DISCEN, distancia al centro de la ciudad (en este caso, al centro de la 'almendra' medieval -casco viejo-, que a los efectos lo establecemos en la intersección de la C/ Arrieta y C/ Santa María).

Este conjunto de variables se midió tanto para cada uno de los transectos (sobre un área de 150 m de radio tomado desde el centro de cada uno de los transectos -Fig. 2-) como para cada una de las celdas UTM de 500x500 m de lado de la cuadrícula de la ciudad (Fig. 1).

Metodología: análisis estadísticos

Modelización mediante 'Random Forest'

Utilizamos un modelo de *Random Forest* (RF) (Breiman, 2001, Cutler *et al.*, 2007) para determinar el peso de los factores que explican la variación de la abundancia de palomas urbanas a nivel local y predecir su distribución y abundancia en la ciudad de Vitoria-Gasteiz. El modelo RF se construye asumiendo relaciones no lineales basadas en árboles de regresión cuando la variable objeto es continua, como es el caso de un conteo de individuos en transectos.

Tras la aplicación de este modelo RF se pudo: predecir la abundancia de paloma urbana, evaluar la importancia y el efecto de cada una de las variables predictoras en el conteo de individuos por transecto así como determinar la existencia de interacciones significativas entre estas variables predictoras. Los paquetes de análisis utilizados para llevar a cabo el modelo RF fueron 'randomForest' (Liaw y Wiener, 2002), 'randomForestExplainer'

(Paluszynska *et al.*, 2020), 'rfUtilities' (Evans y Murphy, 2018) y 'pdp' (Greenwell, 2017).

El modelo RF se aplicó primeramente para los datos que se obtuvieron en el muestreo de la ciudad (transectos de 200 m en celdas UTM de 500x500 m) y, posteriormente, para los datos que se habían obtenido en los censos del atlas a nivel de todo el municipio.

Detectabilidad

La probabilidad de detección (PD) se ha estimado mediante el método *Distance* (Buckland *et al.*, 2007) utilizando los paquetes de análisis en R 'mrds' y 'Distance' (Miller, 2016a, Miller, 2016b). Para llevar a cabo esta estima solo se consideraron los datos obtenidos hasta una distancia de 150 m al transecto. A la distribución de frecuencias de distancias al transecto de cada uno de los contactos se les aplicó dos modelos: *half-normal* y *hazard rate*, con ajustes finos coseno y polinomiales, dando lugar a cuatro aproximaciones alternativas. Los cuatro modelos de ajuste se promediaron de acuerdo a sus índices AIC de Akaike. La valoración de la influencia que tiene el tamaño de grupo sobre la probabilidad de detección se ha estimado mediante la función *ds* de 'Distance', con la fórmula que incluye el número de individuos en cada contacto (covariante).

Predicciones para estimar tamaños de población

Los resultados del modelo RF se usaron para predecir la abundancia de paloma urbana en la ciudad de Vitoria-Gasteiz (143 celdas 500x500 m). Como la abundancia en los transectos fue cuantificada como el número de individuos censados en dos ocasiones por cada uno de los transectos (*Nobs*), de superficie 60000 m^2, y la superficie de cada una de las celdas de 500 m de

lado es de 250000 m^2, el valor predicho según el modelo RF para cada una de las celdas (*Nest*) fue dividido por dos y multiplicado por 4,1667 (= 250000 / 60000). Esto es, *Nest* = 4,1667 × *Nobs*/2. Para corregir tal estima por la detectabilidad, el valor predicho según el modelo RF fue dividido por el de la probabilidad de detección (PD). Así, si PD = 0,5 (i.e., se detecta el 50% de los individuos que realmente están presentes en el conteo, *Nreal*): *Nreal* = *Nest*/0,5.

Para calcular el tamaño poblacional de la paloma urbana en la ciudad de Vitoria-Gasteiz (143 celdas) se sumaron esos valores *Nest* (dando lugar a Σ*Nest*). Mediante procedimientos de remuestreo con reemplazo, esto es, *bootstraping* (Davison y Hinkley, 1997), se generaron 40000 valores. Paralelamente, se generaron 40000 valores de PD, dentro del intervalo de confianza que se estimó mediante 'Distance'. Finalmente, se dividieron los 40000 valores Σ*Nest* por los 40000 de PD, obteniéndose de este modo 40000 estimas de tamaños poblaciones sin sesgos de detección (*Nreal*). El intervalo de confianza al 95% (IC95%) de la estima se obtuvo a través del método de percentiles.

Todo este proceso se repitió para calcular el tamaño de la población en el municipio, con los resultados del modelo RF que usó los datos de los censos del atlas.

Densidades medias según tipos de hábitat.

Teniendo en cuenta la cobertura de los hábitats más representativos del municipio, se establecieron seis categorías para las que se calcularon las densidades de cada una de las especies (para más detalles ver el Anexo 1):

- Centro. Celdas UTM de 500×500 m, situadas en el centro de la ciudad, con una muy alta proporción de suelos urbanizados (>80%). Ejemplo: barrios como el Casco Viejo, Coronación o el Ensanche.

- Urbano ajardinado. Celdas compuestas por una matriz urbana de suelo edificado tanto si se trata de villas unifamiliares como de bloques, pero en todo caso con una alta proporción (>40%) de espacios verdes (parques urbanos, jardines, etc.). Ejemplos: partes de Medizorrotza o Salburua.
- Urbano de transición. Conforma el grueso de la matriz urbana de la ciudad. Son celdas con una alta densidad de edificios, pero a su vez con una superficie relativa importante de espacios verdes. Lo consideramos como un intermedio entre las zonas de urbano ajardinado y el centro de la ciudad. Ejemplo: buena parte de Zaramaga, S. Martín o Ariznabarra.
- Polígono. Celdas con una alta proporción (>50%) de polígonos de tipo industrial. Típica de la zona periurbana de la ciudad, como ocurre en el oeste de Sansomendi, el norte de Zona Rural Este o el este de Arriaga.
- Periurbano. Celdas de carácter periférico, constituidas por mosaicos que incluyen pequeñas parcelas espacios verdes, cultivos, vías de comunicación, edificios y polígonos. Ejemplo: partes de la Zona Rural Este, Medizorrotza o Adurtza.
- Cultivos. Celdas de carácter periurbano, ocupadas mayoritariamente por cultivos de cereal o herbáceos.

Aunque a escala de celdas disponibles se podría añadir una categoría más de no urbanizado (celdas de la zona periurbana, con suelos sin urbanizar con hábitat natural y sin o con poca superficie de cultivos), finalmente se decidió no incluir esta categoría dada la ausencia de transectos en este tipo de celdas. Ejemplo: humedales de Salburua o partes de la ribera del corredor del Zadorra.

Los modelos RF fueron utilizados para predecir el número de aves por dos repeticiones de transectos en esos seis hábitats. Debido al modo en que se

construyó el modelo RF, se obtuvieron 1000 predicciones de abundancia promedio por transecto. Esas 1000 predicciones para cada uno de los 7 hábitats se trataron del siguiente modo: (1) fueron divididas entre dos ya que se modelizó la suma de aves registradas en dos repeticiones de cada transecto (*Npred*), (2) se les asignó una PD dentro de su IC95% (para más detalles ver arriba), (3) se obtuvieron 1000 cocientes *Npred* / PD, y (4) se calcularon 1000 densidades (aves/km^2), teniendo en cuenta que cada uno de los transectos abarca 60000 m^2. El IC95% de la densidad se obtuvo a través del método de percentiles.

Comparativa de la abundancia obtenida en 2020 y en 2023.

Para comparar la abundancia obtenida a partir de censos llevados a cabo en 2023 con la misma metodología usada en 2020 (Lokímica, 2020) se aplicó un Modelo Mixto Lineal Generalizado (MMLG) con el número de aves censadas como variable objeto, el año de censo como factor fijo (2020 vs. 2023) y el código de celdas UTM de 250x250 m como factor aleatorio, con una distribución del error ajustada a la distribución binomial negativa. Para todo ello se empleó el paquete 'lmer' (Kuznetsova *et al.*, 2017) para R.

Téngase en cuenta, además, de que los censos de 2020 y 2023 se llevaron a cabo en fechas similares, por lo que la comparativa es, si cabe aún más, pertinente.

RESULTADOS

Descriptiva global

El número de ejemplares de paloma urbana censados en el conjunto de transectos y a distancias inferiores a 150 m desde la línea de censo ascendió a 842 individuos, lo que da un valor medio de 5,26 individuos/transecto (rango: 0-24 individuos). Hubo 53 transectos (66%) con uno o más contactos (esto es, en los que se detectaron uno o más individuos).

Tabla 2. Intervalos de confianza al 95% (IC95%) de las variables que describen las características del municipio de Vitoria-Gasteiz en celdas donde se halló (IC95% PRESENCIA; *N* = 53) y no se halló (IC95% AUSENCIA; *N* = 27) paloma urbana. La variable DISCEN se mide en metros y el resto en porcentaje (%). Se indican en negrita aquellas para las cuales los IC95% para la presencia y ausencia de paloma no se solaparon (esto es, para las que se infiera la existencia de diferencias significativas en el valor medio de la variable entre celdas con o sin paloma urbana).

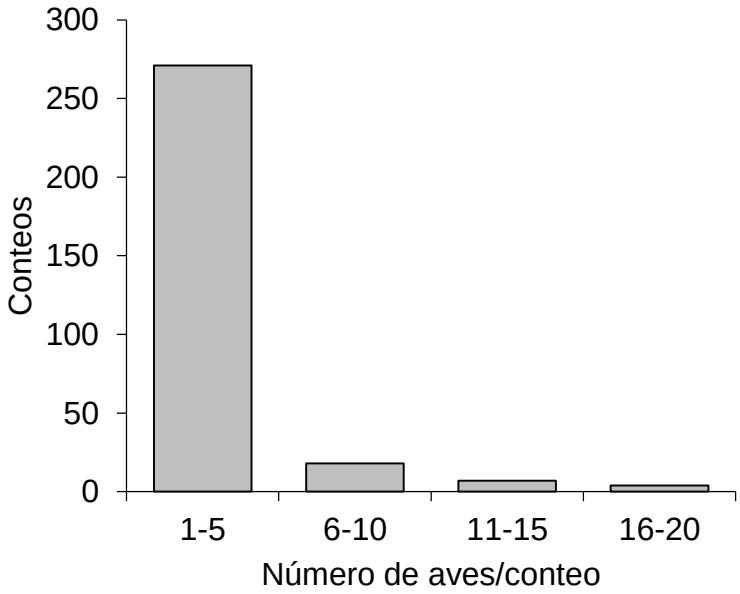
	IC95% PRESENCIA		IC95% AUSENCIA	
VARIABLE	Límite inferior	Límite superior	Límite inferior	Límite superior
DISCEN	**1537,6**	**1970,4**	**2440,5**	**3119,2**
AGUA	0,08	0,78	0,00	0,24
ARGURB	0,00	0,20	0,00	0,69
CULHER	**0,00**	**0,00**	**0,00**	**9,02**
CULLEÑ	0,01	1,56	0,16	2,42
FRONDO	0,00	0,62	0,00	0,41
JARDIN	25,19	32,74	14,71	29,60
PASTIZ	0,00	1,78	0,00	1,49
URBEDI	21,45	29,21	14,35	27,58
URBOTR	**2,56**	**6,36**	**6,97**	**16,55**
URBVIA	35,97	40,96	32,45	42,07

En promedio, los transectos con presencia de paloma urbana difirieron significativamente de aquellos en los que no se detectó la especie en cuanto a que se situaron más cerca del casco viejo, tuvieron una proporción más baja

de superficie de cultivos de carácter herbáceo (campos de cereal, fundamentalmente) y superficie urbana de otro tipo (descampados, aparcamientos, etc.).

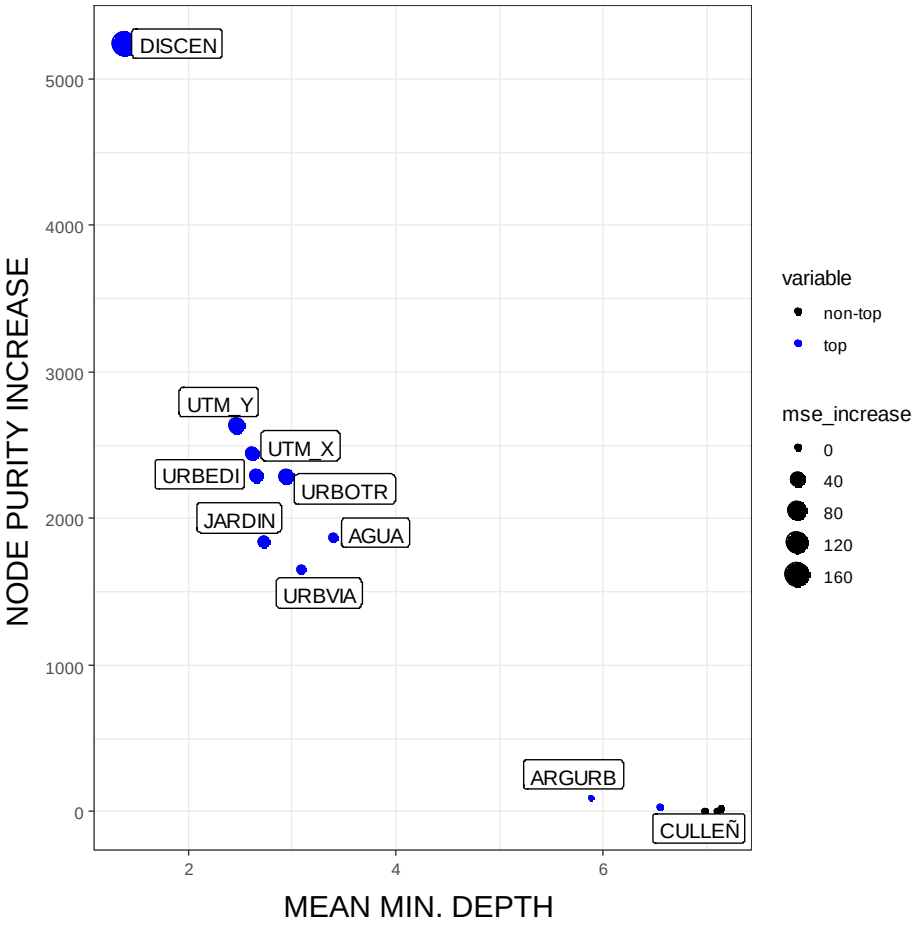
Modelización de la abundancia

Fig. 3. Frecuencia de la distribución de conteos, según el rango de número de aves detectadas en cada conteo.



El modelo *random forest* (RF) desarrollado para explicar la abundancia de paloma urbana en Vitoria-Gasteiz fue muy explicativo y significativo (R^2 = 0,92, P = 0,010), siendo no obstante sustancialmente menor su poder predictivo (R^2 = 0,12, esto es, 12% de la variación observada en el número de individuos/transecto). Esto se debe no a un reducido tamaño muestral, sino a la naturaleza gregaria de la paloma urbana, que genera una variabilidad enorme asociada a la estima de su abundancia. Así, de 302 contactos a <150 m, se detectaron 1-5 ejemplares juntos en 271 ocasiones, pero tan solo en 4 ocasiones se detectaron 16-20 individuos (Fig. 3), lo cual genera máximos locales que dificultan la modelización y predicción de la abundancia local de paloma urbana.

Fig. 4. Importancia de las variables que se han tenido en cuenta para explicar y predecir la abundancia de paloma urbana en transectos de 200 m de longitud, mediante un modelo RF, considerando 3 medidas de importancia: *MEAN MIN. DEPTH* (variable incluida en la primera ramificación más importante del modelo; a menor valor mayor importancia), *NODE PURITY INCREASE* ("pureza" de los grupos de transectos clasificados según la abundancia media de la especie) y contribución a la reducción de la varianza residual (*mse increase*; a mayor valor de contribución mayor reducción del *mean squared error*). Para más detalles ver el Anexo 2.

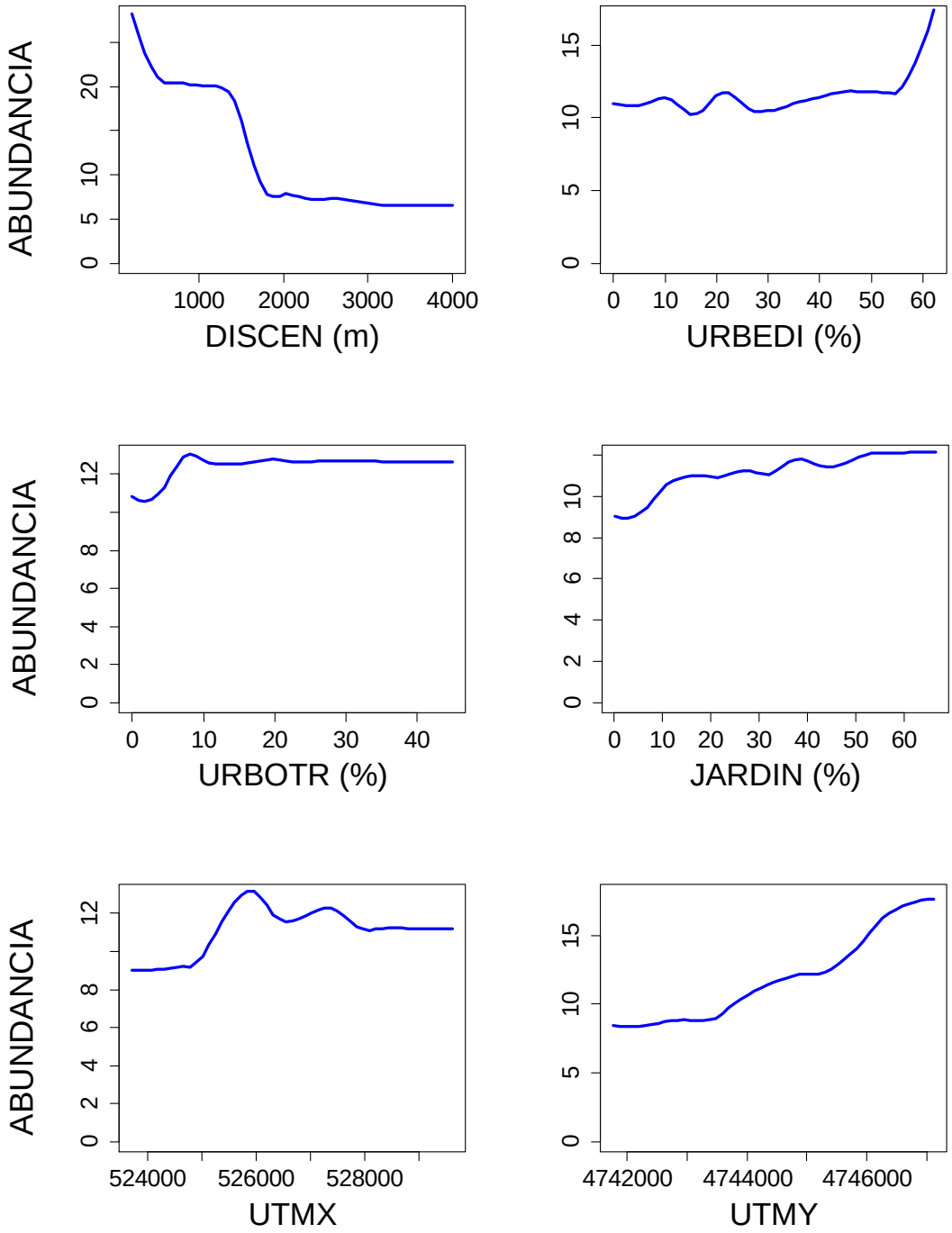


Los análisis llevados a cabo para determinar el peso de las variables del modelo que más variabilidad explican muestran una importancia muy alta de DISCEN (distancia al centro de Vitoria-Gasteiz, Fig. 4). Le siguieron en importancia la posición geográfica medida según el valor de la variable UTMX y UTMY, que indica que se dan condicionantes espaciales, sin relación con la estructura urbana, que explican una fracción de la abundancia de la paloma urbana a nivel local. Junto a ellas, aparece también URBEDI y URBOTR, esto

es, suelo urbanizado tanto por edificaciones como por otro tipo de estructuras.

La relación de las variables con más peso a la hora de explicar la varianza asociada a la abundancia de paloma urbana en Vitoria-Gasteiz se indica en la Fig. 5. En términos globales, la abundancia baja cuando se incrementa la distancia al centro de la ciudad (se estabiliza a 2 km desde dicho punto) y cuando la superficie urbanizada de tipo 'otro' ocupa menos de un 10% de la superficie, y sube marcadamente cuando la superficie urbana edificada supera el 60% o paulatinamente conforme se incrementa la cobertura de espacios verdes de carácter urbano (grandes parques, jardines, etc.). Asimismo, la relación con los parámetros UTMX y UTMY revela máximos y mínimos locales que son consecuencia de la incertidumbre asociada al gregarismo de la paloma urbana y al relativamente bajo tamaño muestral para analizar un fenómeno complejo a una escala tan detallada (80 transectos de 200x300 m). En todo caso, se pone de manifiesto la ausencia de relaciones lineales. El modelo, además, revela la interacción entre variables, lo que significa que hay estructuras del ámbito urbano que maximizan o minimizan la densidad de paloma.

Fig. 5. Efecto parcial de las variables con más peso a la hora de explicar la variación asociada a la abundancia de paloma urbana en Vitoria-Gasteiz (número de aves censadas en transectos de 200 m, con dos repeticiones), obtenido a partir de la aplicación de modelos RF.

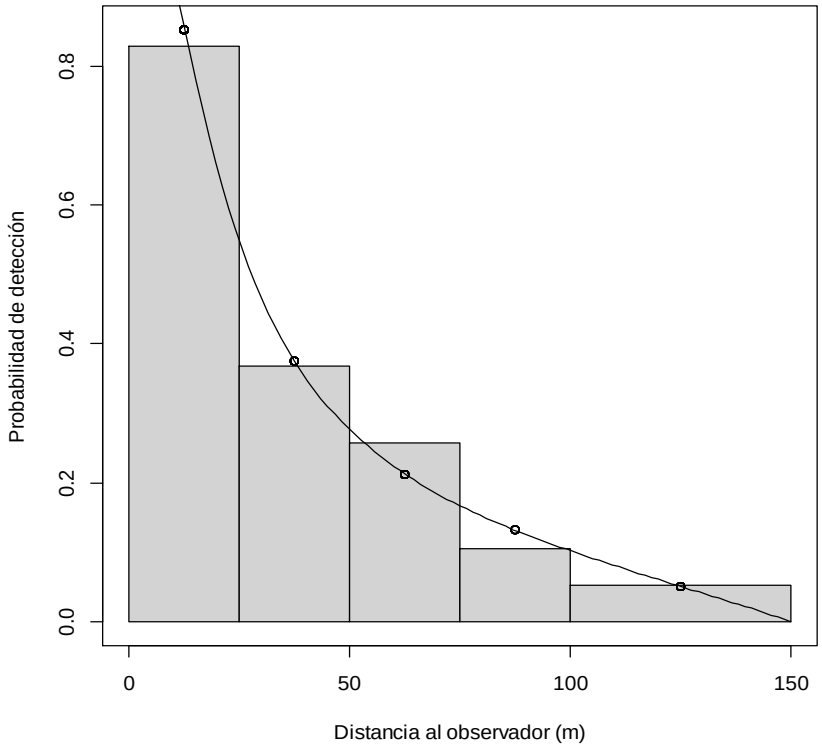


En cuando al modelo RF aplicado para los datos del censo del atlas (esto es, considerando todo el municipio de Vitoria-Gasteiz; polígono rojo de la Fig. 1), hay que destacar que de 190 transectos, la paloma urbana solo apareció en 26 (13,6%). A escala de todo el municipio, en consecuencia, la paloma es una especie con un área de distribución limitada, ausente de la mayoría de celdas. Como observamos para la ciudad, el modelo RF se comporta bien a la

hora de explicar la explicar la abundancia de la especie en el municipio (R^2 = 0,92, P = 0,010), siendo no obstante sustancialmente menor su poder predictivo (R^2 = 0,12, esto es, 12% de la varianza).

Estima poblacional

Fig. 6. Curva de detectabilidad de la paloma bravía en Vitoria-Gasteiz.



Extrapolando directamente el conteo de transectos al conjunto de Vitoria-Gasteiz (143 celdas), obtendríamos un valor de 753 individuos (842 individuos contados / 2 repeticiones / 80 celdas censadas x 143 celdas). No obstante, la superficie de censo en cada uno de los transectos es de 0,06 km^2 y la detectabilidad de la especie no es 100% para todo el ancho de banda (las palomas que están más lejos tienen menor probabilidad de ser detectadas por el observador).

La probabilidad de detección disminuye de manera no lineal con la distancia al observador (Fig. 6). En el caso de Vitoria-Gasteiz, esta probabilidad es 0,30

(SE = 0,06). Esto es, en la distancia de 150 m a cada lado de los transectos que se realizaron durante el estudio se detectó un 30% de las palomas que había en tales superficies, habiendo pasado desapercibidas, en consecuencia, un 70% de ellas. Así pues, una estima básica del tamaño poblacional de la paloma urbana en la ciudad de Vitoria-Gasteiz llevaría a 752 individuos x (0,25 km^2 / 0,06 km^2) / 0,30 = 10444 individuos. Esta estima, no obstante, ignora posibles sesgos en el muestreo y el hecho de que los hábitats que cubren los transectos no reflejan en idéntica proporción la disponibilidad de hábitats en el área de muestreo.

Teniendo en cuenta los resultados del modelo RF, la población de paloma urbana en Vitoria-Gasteiz se estima en **10700 individuos (IC95%: 7200-17100 individuos).** La estima obtenida mediante los datos que se obtuvieron para el atlas de aves nidificantes de todo el municipio de Vitoria-Gasteiz (polígono rojo de la Fig. 1) es de 11500 palomas (IC95%: 7400-18600 individuos), lo que supone que la ciudad de Vitoria-Gasteiz acogería, aproximadamente, el 93,0% (esto es, más del 90%) de la población de la paloma urbana en todo el municipio. En realidad, este cálculo está sobreestimado, porque el censo de todo el municipio fue realizado en periodo de nidificación (cuando el grueso de los pollos que han nacido en el año aún no han volado, de tal modo que se detectan, mayoritariamente, adultos), mientras que el específico para la ciudad se hizo en otoño, época en que la población ya cuenta con la incorporación de los jóvenes del año (esto es, se detectan adultos+jóvenes). En todo caso, sí es concluyente que el grueso de la población de la paloma urbana en el municipio de Vitoria-Gasteiz se localiza en la ciudad.

Extrapolando el valor de 10700 individuos calculados en Vitoria-Gasteiz para otros municipios, obtendríamos:

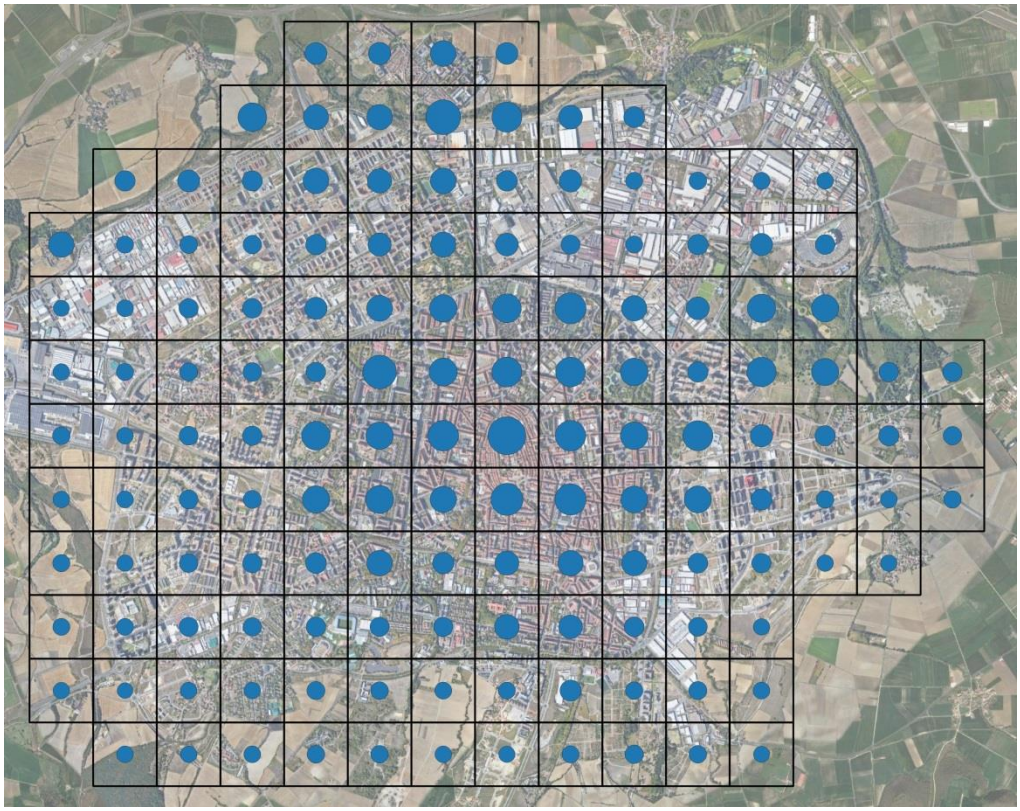
(1) Donostia (329 celdas de 500x500 m): 10700 x (329/143) = 24618 individuos. El tamaño cuantificado para Donostia fue de 3600 individuos (Arizaga *et al.*, 2021).

(2) Pamplona (148 celdas): 11074 individuos. El tamaño cuantificado para Pamplona fue de 8075 individuos (Arizaga *et al.*, 2022a).

(3) Barcelona (507 celdas): 37936 individuos. El tamaño estimado para Barcelona fue de 57000 individuos (si pasamos 28500 parejas a individuos) (Anton *et al.*, 2017).

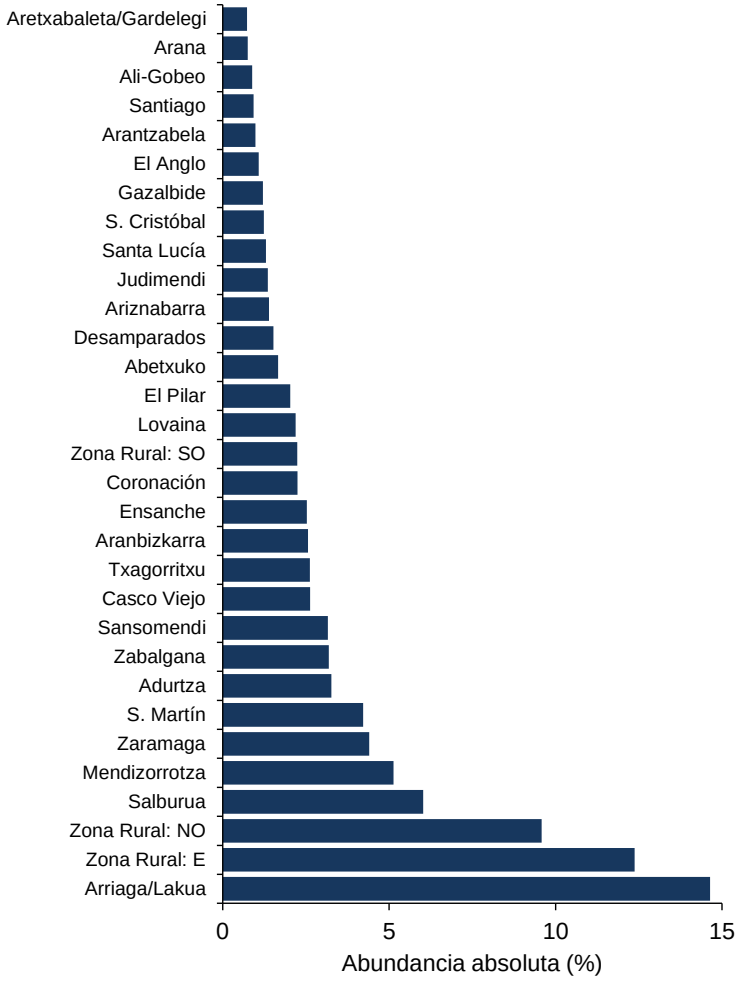
Esto es, la población de paloma urbana en Vitoria-Gasteiz es claramente superior a la de Donostia (x6,8), comparable a la de Pamplona (x1,4), pero inferior a la de Barcelona (x0,6). Téngase en cuenta que en el caso de Donostia el estudio incluyó todo el municipio, que cuenta con gran cantidad de superficie forestal y campiñas, con muy baja densidad o ausencia de palomas. Esto no sucede en nuestro estudio para Vitoria-Gasteiz, centrado en la ciudad y su cinturón periurbano y no en todo el municipio. En conclusión, la ciudad de Vitoria-Gasteiz cuenta con una población relevante de paloma urbana (en torno al valor de 10000 individuos), similar a la existente en ciudades próximas y de tamaño y estructura urbana comparable, como Pamplona.

Fig. 7. Distribución espacial de la abundancia de paloma urbana en Vitoria-Gasteiz (cuadrícula de celdas de 500x500 m), predicha a partir de la aplicación de un modelo RF. El tamaño de puntos representa la abundancia; los más pequeños, <50 individuos; los más grandes, 200-246 individuos/0,25 km^2



Localmente, la distribución de la abundancia de paloma urbana en Vitoria-Gasteiz no es homogénea. Analizando la Fig. 7, se ve muy claramente que la paloma urbana se concentra en el centro de la ciudad (núcleo histórico del municipio), disminuyendo su abundancia notablemente hacia las zonas periféricas. Las celdas donde llega a alcanzar máximas densidades se sitúan en cifras (predichas) de más de 200 individuos en 0,25 km^2 (esto es 800 individuos/km^2), mientras que las que tienen menor abundancia están por debajo del valor de 5 individuos/0,25 km^2 (20 individuos/km^2). Hubo dos celdas que superaron las 200 individuos/0,25 km^2 de abundancia predicha, esto es, 800 individuos /km^2 (la que coincide con la almendra medieval en el Casco Viejo y una celda del cinturón periurbano, al sur de Abetxuko). Además, 13 celdas (9,10%) mostraron densidades predichas que superaron las 150 individuos /0,25 km^2 (esto es, 600 individuos /km^2; Fig. 7).

Fig. 8. Importancia relativa de cada barrio a la población de paloma urbana en la ciudad de Vitoria-Gasteiz. Figura obtenida directamente de las predicciones por celdas UTM de 500x500 m (Fig. 7) y la superficie relativa de cada barrio en cada una de las celdas.



Sumando la abundancia predicha y teniendo en cuenta la superficie relativa de cada barrio en cada una de las celdas, obtenemos que el barrio de Arriaga/Lakua acumularía un 14,6% de la población de la especie de estudio en la ciudad (aprox., unos 1450 individuos) seguido de la Zona Rural Este (12,4%, unos 1200 individuos; Fig. 8). Téngase en cuenta que la abundancia por barrios depende no solo de la densidad, sino también de la superficie de cada barrio. Así, aunque el Casco Viejo presente una densidad muy alta de paloma, la superficie de este barrio es reducida, por lo que, a escala de ciudad, la contribución del Casco Viejo al conjunto de la población de la especie en Vitoria-Gasteiz es modesta (<5%).

Densidad poblacional

Tabla 4. Densidad de la paloma urbana en los hábitats más representativos de Vitoria-Gasteiz. IC95% son los intervalos de confianza inferior y superior al 95% de probabilidad. Estimas redondeadas a ±0,5 indivduos/km^2.

Hábitat	Densidad (indi./km^2)	IC95% Límite inferior	IC95% Límite superior
Centro	620	600	642
Urbano ajardinado	297	264	330
Urbano de transición	381	350	418
Polígono	216	193	239
Periurbano	164	145	189
Cultivos	127	106	153

La densidad de paloma urbana es, en promedio y para el conjunto de la ciudad de Vitoria-Gasteiz, de 295 individuos/km^2 (2,95 individuos/ha). Esta densidad, no obstante, varía considerablemente entre hábitats (Tabla 4). Así, los valores más elevados de densidad se alcanzan en el centro (superándose la media de 600 individuos/km^2). En zonas urbanas donde la superficie de espacios verdes se incrementa (lo que se ha denominado urbano de transición) la media se sitúa en torno a 380 individuos/km^2, y baja aún más (unas 300 individuos/km^2) en el urbano ajardinado. La densidad de palomas alcanza mínimos locales en el cinturón periurbano, con medias que superan las 200 individuos/km^2 en polígonos, y por debajo de este valor en zonas de cultivos y matrices heterogéneas de carácter periurbano.

Puntos de alimentación y descanso

Solamente se reportaron 4 puntos relevantes de alimentación y descanso, por lo que se trata de una información muy poco representativa, claramente inferior al número de real de puntos de esta naturaleza en la ciudad. Tal estima está condicionada por la limitación logística inherente al esfuerzo

efectivamente posible durante el muestreo y a la escasa respuesta obtenida por parte del voluntariado (ésta habría sido mayor si el censo de palomas se hubiera solapado con el periodo en que se llevaron a cabo los censos del atlas, en la primavera de 2023).

Los puntos reportados fueron:

- Parque sito en la confluencia C/Portal de Arriaga con C/ Juntas Generales. Zona de alimentación.
- Parque S. Juan de Arriaga. Zona de alimentación.
- Parque del Conservatorio. Zona de alimentación.
- Ikastola Barrutia. Zona de cría.

Comparativa entre el censo de 2020 y el de 2023

El promedio de aves contabilizadas por cada una de las celdas UTM de 250x250 m censadas en 2020 y 2023 (n = 128 celdas) fue de 5,4 individuos en 2020 y 6,4 individuos en 2023. Mediante procesos de *bootstrapping*, los valores que obtenemos son:

(1) 2020: media 2,6 individuos, IC95%: 2,0-3,5 aves.

(2) 2023: media 3,2 individuos, IC95%: 2,3-4,3 aves.

El intervalo de confianza al 95% asociado al valor medio de individuos contados no varió tampoco entre los dos años.

La diferencia de individuos contabilizados entre ambos años (2020 vs. 2023) no fue significativa por lo que, según estos resultados, el tamaño de la población de la especie de estudio no varió en Vitoria-Gasteiz entre 2020 y 2023 (F = 4,48, P = 0,052).

DISCUSIÓN: DISTRIBUCION Y ABUNDANCIA.

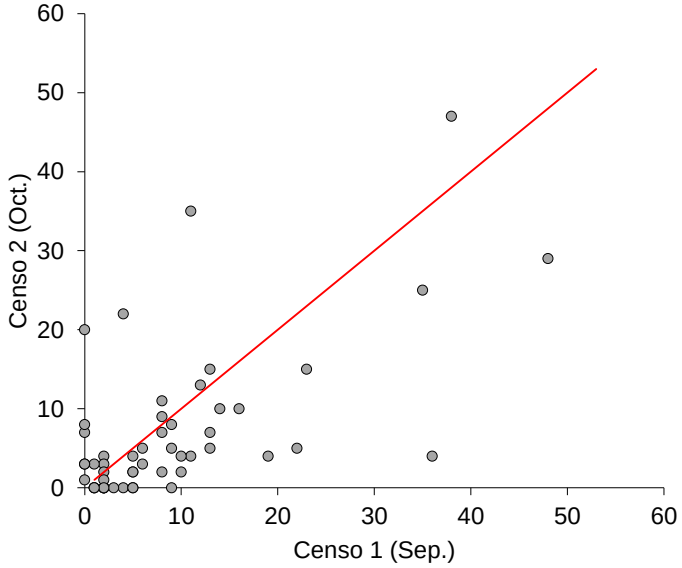
Disquisiciones previas. Repetibilidad de estimas, predictibilidad de modelos.

Los resultados de toda abstracción matemática (esto es, de un modelo) a partir de unos datos son tanto más atinados cuanto mejores sean los datos con los que se trabaja. A ello contribuye el diseño metodológico, la repetibilidad de las estimas entre ensayos con las mismas unidades de muestreo, o el tamaño muestral. Este último generalmente es consecuencia de un compromiso entre lo mejor (lo óptimo) y lo posible (debido a limitaciones temporales, logísticas y/o económicas). En el caso de la repetibilidad, la Fig. 9 representa la relación en el número de aves contadas entre el censo 1 y 2, para cada uno de los 80 transectos de 200 m de longitud (con su ancho de banda de 150 m). Tanto más parecidos son los conteos entre ambos censos, tanto mayor es la repetibilidad de la estima. La Fig. 9 pone de manifiesto la existencia de una incertidumbre muy alta en el conteo de aves.

La correlación de conteos entre el censo 1 y 2 es 0,626, que aunque siendo muy significativa ($P<0,001$) sólo tiene un valor de $R^2 = 0,392$. Esto es, el censo de septiembre sólo explica el 39,2% de la variación espacial observada en el censo de octubre; o a la inversa. Estos resultados sirven para poner en valor el poder predictivo de los modelos que se han aplicado en este estudio. Dicho sencilla y llanamente: es imposible que con unos datos poco repetibles, asociados a una incertidumbre muy alta en los conteos a nivel local, se puedan generar unos valores de predecibilidad muy altos con unos intervalos de confianza muy estrechos y unas predicciones de aves precisas a nivel local (e.g., a escala de celda de 500x500 m). El origen de este fenómeno se debe a que el número de aves contadas a nivel muy local siguen distribuciones binomiales negativas, con un escaso valor medio, una varianza muy alta y un exceso de ceros (esto es, el número de individuos contados en muchos

transectos es cero). Además, las aves se mueven y su detectabilidad es imperfecta (en Vitoria-Gasteiz esta probabilidad es de un 30%). Así, un ejemplar puede haber estado en la superficie de censo cinco minutos antes del paso del observador y desplazarse fuera de él justo cuando el observador pasa, o a la inversa. Esto se agrava si las especies son gregarias, como es el caso de la paloma urbana, ya que esa estocasticidad no afecta a la población de un-en-un ejemplar, sino a grupos de aves que se mueven juntas en bandos que se forman y deshacen.

Fig. 9. Relación en el conteo de aves entre el censo de septiembre (1) y el censo de octubre (2) en 80 unidades (transectos) de muestreo en Vitoria-Gasteiz. La línea verde indica la igualdad de los dos conteos. La repetibilidad se reduce conforme se incrementa la distancia de cada uno de los puntos a la línea roja.



La estima de detectabilidad obtenida en el presente estudio coincide con la dada para la ciudad de Barcelona -72% de palomas no detectadas- (Uribe *et al.*, 1984), utilizada en estudios previos llevados a cabo en Vitoria-Gasteiz (Lokímica, 2020), y algo es inferior a la estimada para Pamplona -50%- (Arizaga *et al.*, 2022a).

Los resultados alcanzados en este proyecto provienen de la aplicación de un esfuerzo de muestreo limitado. Sin duda, una inversión más alta en tiempo y personal para repetir cada transecto 4-6 ocasiones hubiera generado estimas más precisas, ya que la incertidumbre asociada a unos datos poco repetibles solo se reduce a través de la replicación. Otra solución es elevar el número de muestras, e.g. elevando el número de transectos. Pero esto supone, nuevamente, mayor coste de tiempo y personal y, a la postre, presupuestario.

En resumen, el hecho de que el modelo RF mostrara un escaso poder predictivo es consecuencia de (1) el esfuerzo de muestreo (condicionado a la inversión en tiempo y personal, aunque a la vez limitado por el tamaño de Vitoria-Gasteiz), (2) la gran incertidumbre asociada a la naturaleza de la variable objeto de análisis (conteos de aves) y (3) que el número de aves observadas empleado para predecir no se ajusta a un patrón estadístico óptimo, pues cualquier inventario efectuado hoy predice mal lo que encontraremos mañana. Aun así, los resultados presentados en esta memoria técnica se consideran de suficiente solidez como para discernir patrones creíbles realmente existentes durante el periodo en que se realizó el trabajo de campo. Por ello, el desarrollo de transectos estandarizados en 80 celdas UTM de 500 m de lado en la ciudad de Vitoria-Gasteiz es suficiente para calcular el tamaño de la población de la paloma urbana. A futuro, la repetición de estos transectos podrá servir para establecer comparativas y determinar, en consecuencia, cambios en su abundancia y densidad.

Discusión general de los resultados del estudio: distribución-abundancia de paloma urbana.

El tamaño estimado de población de paloma urbana en Vitoria-Gasteiz es de 10700 individuos (con un intervalo de confianza al 95% de 7200 a 17100 individuos). Es, en consecuencia, una media muy superior al valor de 5022

aves calculadas en 2020 (Lokímica, 2020). Tal diferencia debe atribuirse a sesgos de carácter metodológico, como la ausencia de repeticiones en los conteos así como el hecho de no corregir los cálculos por la desigual proporción de los usos del suelo (hábitats) censados con los realmente existentes en la ciudad. El factor periodo (fechas de muestreo), es irrelevante dado que los censos de 2020 también fueron hechos durante el otoño.

La abundancia de paloma urbana a nivel muy local en la ciudad de Vitoria-Gasteiz estuvo condicionada, ante todo, por la distancia al centro de la ciudad (medido en el centro de la almendra medieval en el Casco Viejo). Esto es, la distribución de la paloma urbana en la ciudad no es continua, sino que existe una tendencia a concentrarse en el centro. Esto es debido a la presencia de edificios históricos, relación ésta bien conocida para otros núcleos urbanos donde se han analizado los factores que influyen en la distribución de la paloma urbana (Sacchi *et al.*, 2002, Pascual *et al.*, 2011, Przybylska *et al.*, 2012, Anton *et al.*, 2017, Arizaga *et al.*, 2022a).

La abundancia de paloma urbana en Vitoria-Gasteiz es comparable a la de ciudades próximas de tamaño parecido, como Pamplona. Vitoria-Gasteiz, así, presenta una densidad de paloma urbana que podría ser evaluada como intermedia-alta. Su población se concentra en el centro de la ciudad, esencialmente en el Casco Viejo y los barrios del entorno.

Comparativa censos 2020-2023

Al comparar directamente el número de aves contadas en 128 celdas de 250 m de lado, censadas en 2020 y 2023, no hallamos diferencias significativas. Esto es, la población de paloma urbana en Vitoria-Gasteiz no ha cambiado significativamente de tamaño entre ambos años.

Un aspecto de interés derivado de este análisis es que si el tamaño de la población no varió estadísticamente entre 2020 y 2023 y si mediante técnicas estadísticas más complejas que, en conjunto, permiten obtener estimas más realistas, se estima para 2023 un tamaño de 10700 individuos, entonces el tamaño de la población en 2020 (Lokímica, 2020) y, probablemente, en estudios anteriores (Elosegui y Bermejo, 2015), se subestimó.

Recomendaciones de cara al futuro

Uno de los valores más importantes del uso de protocolos estandarizados de censo es precisamente su potencial para hacer comparaciones entre censos. En el caso de Vitoria-Gasteiz, los cuatro estudios que se han hecho hasta la fecha (que nos conste) con el objeto de estimar el tamaño de la población de la paloma urbana han utilizado metodologías distintas. Esto impide en gran medida comparar resultados y calcular, en este contexto, cambios en el tamaño a través de estimaciones robustas desde un punto de vista estadístico.

Consideramos que, desde un punto de vista científico, el método de censo usado en 2023 y, sobre todo, los modelos que se utilizaron para obtener las estimas, proporcionan los cálculos más robustos obtenidos hasta la fecha para la ciudad de Vitoria-Gasteiz. En este contexto, recomendamos que, en el futuro y con el fin de hacer comparaciones entre años y obtener estimas robustas de cambio poblacional, se aplique la aproximación metodológica empleada en este estudio.

PROPUESTAS DE MEDIDAS DE GESTIÓN

La paloma urbana es una especie hoy en día presente en todo el mundo, con una población global estimada en 165 y 330 millones de individuos (Haag-Wackernagel y Bircher, 2010). Sólo para España, Carrascal y Palomino (2008) estimaron una población global de 4,8 a 8,8 millones de individuos. La abundancia de palomas en núcleos urbanos puede provocar conflictos con el ser humano en forma de excrementos, enfermedades y molestias asociadas a su comportamiento.

La gestión de esta problemática a través de métodos seguros, humanitarios y sostenibles puede ayudar a su mitigación. En las últimas décadas, la preocupación de la sociedad por el bienestar animal ha crecido exigiéndose métodos no letales en la gestión de la fauna silvestre, especialmente en ciudades. Tradicionalmente, el control de palomas ha contemplado métodos de captura y/o sacrificio para la retirada de ejemplares, químicos (e.g., hormonas de carácter anticonceptivo, repelentes, veneno), artefactos para impedir que las palomas se posen o críen en determinados puntos, cetrería, ordenanzas para prohibir la alimentación (para más detalles ver la revisión, aplicada a la propia ciudad de Vitoria-Gasteiz, de Illana y Paniagua, 2006). También en Elósegui y Bermejo (2015) se hizo una revisión muy exhaustiva. De entre todos ellos, los más utilizados han sido, tradicionalmente, los conducentes a la captura de palomas, previo cebado, mediante jaulones o redes. En su conjunto, todos se basan en principios de exclusión y eliminación, eficaces a largo plazo siempre que se mantengan en el tiempo, pues las palomas son capaces de recuperar en poco tiempo el tamaño original tras el descaste (e.g., Senar *et al.*, 2009).

Según nuestra opinión, basada exclusivamente en planteamientos teóricos y de los resultados que se han publicado en otros núcleos urbanos, si se pretende reducir la población de palomas en Vitoria-Gasteiz se recomendaría:

(1) Blindaje de edificaciones. Sellar en la medida de lo posible las grietas y huecos que son usados por la paloma para ubicar el nido en edificios, así como dificultar o impedir el acceso de palomas a repisas y zonas donde, también, crían. En este contexto se debe prestar especial cuidado al hecho de que hay especies que también usan huecos en edificios para nidificar, tanto aves (gorriones, grajillas, colirrojos, vencejos...) como otra fauna (e.g., murciélagos). Estas especies, a diferencia de la paloma, tienen que ser objeto de protección y en consecuencia no se justificaría un sellado general de grietas y huecos en edificios que impidiera su uso por este tipo de especies. El empleo de cajas-nido específicas para murciélagos, vencejos u otras aves puede compensar, a escala de edificio, la aplicación de medidas para reducir la presencia de paloma (Domínguez, 1999, Blanco, 2003, Wortha y Arndt, 2004, Luniak y Grzeniewski, 2011). Especial atención se debería prestar a los edificios del Casco Viejo y su entorno. Por otro lado, el empleo de elementos físicos disuasorios como pinchos, redes, hilos de pita o cubiertas en ángulo en superficies donde se posan las palomas, contribuye a disuadirlas de asentarse en determinadas zonas. También el diseño arquitectónico puede jugar un papel importante, al incorporar en edificios nuevos o reformados elementos destinados a impedir que las palomas se posen o críen, sin que ello afecte negativamente a otras especies tales como vencejos, gorriones o colirrojos tizones que crían también en orificios, o a los hirundínidos que crían bajo aleros y cornisas (Blanco *et al.*, 1997, Schaub *et al.*, 2015, Angelier y Brischoux, 2019, Newell, 2019). La aplicación de medidas de este tipo, no obstante, no siempre es posible, dado su alto costo económico tanto para ayuntamientos como para propietarios, tal como se estableció en informe técnico, expediente 428/2021, de 25 de febrero de 2022, emitido por la Unidad

Técnica de la Fiscalía General del Estado, Sala de Medio Ambiente y Urbanismo.

(2) Evitar la alimentación. Divulgar sobre el efecto negativo de alimentar a la paloma urbana (u otras aves tales como patos o gorriones) y promover una nueva sensibilidad hacia la retirada de puntos de alimentación en grandes parques y plazas (Senar *et al.*, 2016), incluyendo normativas orientadas hacia la penalización de este tipo de prácticas. La alimentación pública de palomas, a menudo asociada a una concepción equivocada del cuidado de animales, contribuye significativamente a la superpoblación de este tipo de especies, que pueden llegar a ser plagas. Instaurar y sobre todo hacer cumplir las prohibiciones que se puedan establecer, junto con campañas que informen sobre el efecto negativo de la alimentación, reduce el problema. En este contexto, es importante evitar la disponibilidad de residuos que supongan una fuente de alimento para la especie de estudio, a través del uso de contenedores de basura en buen estado de conservación y la limpieza frecuente de los espacios públicos, principalmente en zonas de alta concentración de personas y hostelería. La reducción de alimentos es, así, el principal factor que afecta al tamaño y la composición poblacional de la paloma urbana. Por ejemplo, la densidad de paloma urbana en Barcelona se redujo un 40% cuando se redujo la cantidad de comida proporcionada por las personas en los dos distritos en que se hizo el experimento, pero no se detectó ninguna variación en el distrito de control (Senar *et al.*, 2017). Esto es debido a que al reducir el alimento se afecta no solo la supervivencia de palomas adultas sino, además, su reproducción: la productividad baja porque, aunque el tamaño de puesta y el éxito de eclosión no varían, sí lo hace el número de pollos que llegan a volar, por lo que al final hay menos crías por pareja (Stock y Haag-Wackernagel, 2016).

(3) **Descastes puntuales.** Concentrar la captura de individuos para descaste en grandes parques y plazas, especialmente los que se sitúan en el centro de la ciudad y a poca distancia de edificios históricos (e.g., plazas de Llodio, Etxauri, Bolívar o América o grandes parques como S. Juan de Arriaga, Florida, Molinuevo, Judimend, Aranbizkarra o S. Martín). El descaste ha sido históricamente un método predominante en la gestión de poblaciones de palomas, si bien su eficacia es variable según casos. Así, en Barcelona, el número de palomas urbanas no se redujo durante el periodo 1991-2006, con independencia del sacrificio de más de 227000 ejemplares (Senar *et al.*, 2009); más aún, se observó un aumento en el cinturón periurbano, lo que en total supuso un incremento de la población en el municipio. No obstante, un estudio de Farfán *et al.* (2019) demostró que las trampas-jaula (que a los efectos implica la retirada de individuos del medio con independencia de si luego se sacrifican o no) capturaban en promedio 0,25 aves por día-trampa, con una efectividad del 22,5% y una selectividad del 99,7% (esto es, no se capturaban otro tipo de especies). En este estudio el número de palomas sí se redujo significativamente durante el periodo de dos meses que duró. La retirada efectiva de individuos, en consecuencia, es eficaz a medio/largo plazo si se mantiene en el tiempo y su eficacia se incrementa cuando va acompañada de otras medidas tales como la disminución de puntos adecuados para la cría o la eliminación de puntos de alimentación. En este contexto, sí se recomendaría este método en zonas de alta densidad de palomas donde existan afecciones a la conservación de patrimonio o riesgo potencial para la salud.

En paralelo, **no se recomendaría**:

(1) **Quimio-esterilización.** Opción basada en la interrupción de la viabilidad de los huevos con hormonas de carácter anticonceptivo, fundamentalmente (como el Ornisteril o los productos con nicarbizina, entre otros). Desde el estricto punto de vista de la eficacia de la quimio-esterilización para controlar

la población de palomas, todavía existe cierto debate. Algunos estudios sugieren que sus efectos son sólo parciales y reversibles, por lo que su uso se recomienda como un método complementario al empleo de otras técnicas que reduzcan la capacidad de carga urbana para esta especie (Giunchi *et al.*, 2007). Por su lado, el uso de gravilla artificial con el anticonceptivo Mestranol ya fue propuesto por Sturtevant (1970), con modelos que sugerían una mejora respecto a aproximaciones como el descaste. En este contexto, contamos con diferentes trabajos experimentales que apoyan la viabilidad de esta práctica. Por ejemplo, la combinación del uso de anticonceptivos (nicarbazina) y recogida de huevos, sumada a programas de educación para la ciudadanía permitió una disminución del 49% de la población en la ciudad Liubliana (Eslovenia) tras cinco años (Dobeic *et al.*, 2011). Igualmente, en Barcelona observaron una reducción del 55% tras tres años de tratamiento con nicarbizina (González-Crespo y Lavín, 2022). Este método, suministrado a través de comederos automáticos, no sólo controló la población, sino que también mantuvo una menor proporción de juveniles. A pesar de estos avances, el éxito a largo plazo de un control de la fertilidad requiere constancia (Xenakis, 2021). El gran problema asociado al uso de quimio-esterilización es su inespecificidad y, en consecuencia, posible impacto en terceras especies. Así, la liberación de pienso hormonado destinado a la paloma urbana, por tanto con concentraciones de producto pensadas para esta especie, también puede ser consumido por otras especies, como pinzones, gorriones o pequeños córvidos (entre otras muchas), para las que las dosis ingeridas podrían tener efectos graves. Además, se trataría de especies que, incluso, tienen problemas de conservación, como es el caso de la grajilla occidental *Coloeus monedula* en Vitoria-Gasteiz (Arizaga *et al.*, 2023b), por lo que el uso de quimio-esterilizantes no se justificaría en absoluto. Asimismo, las hormonas se bioacumulan, lo que supone que los depredadores que se alimentan de palomas urbanas también sufrirían los efectos del uso de quimio-esterilizantes.

(2) Desaconsejaríamos el uso de los llamados **'palomares ecológicos'** (Illana y Paniagua, 2006), porque si no se realiza un control continuo de la reproducción en los mismos se podría impulsar un efecto contrario al deseado: favorecer la reproducción y, en consecuencia, el aumento de la población. Además, este tipo de infraestructura es poco útil si no se acompaña de otras medidas tales como el blindaje de edificios o evitar la alimentación de palomas en parques y plazas.

Al margen de estas recomendaciones teóricas, hay que considerar el informe de la Fiscalía anteriormente mencionado, que concluye que desde una perspectiva técnica se considera que no existen otras soluciones satisfactorias realistas al control poblacional de las palomas urbanas que mediante su captura y/o sacrificio.

¿Hacia un valor umbral para actuar?

Una de las demandas más recurrentes de todo Ayuntamiento es saber desde qué valor de abundancia de palomas se debería actuar. En realidad, es una pregunta que no puede tener respuesta desde un punto de vista biológico o ecológico: una ciudad admitirá tantos ejemplares como capacidad de carga tenga el sistema, esto es, tantos como la cantidad de zonas donde criar y disponibilidad de alimento, entre otros factores, lo permitan. El 'exceso' de aves, en consecuencia, responde a la percepción humana. Esto es, responde a demandas (y, en consecuencia, subjetividades) de carácter social, de salubridad o socioeconómicas. Por ejemplo, los gestores del patrimonio de la ciudad pueden dictaminar que hay una cantidad excesiva de paloma urbana en la medida en que se ratifican problemas de conservación en edificios históricos. ¿Cuándo ocurre esto? Siempre, aunque más rápido cuantas más palomas haya. La solución, en este contexto, no sería tanto la aplicación de medidas de control poblacional (sí puntualmente, cuando las afecciones son graves o críticas), sino de métodos para impedir que las palomas se posen y críen en este tipo de edificios. No existiría, en consecuencia, valor umbral desde este punto de vista.

Determinar cuándo la población de palomas alcanza un punto en el que se requiere intervenir es un asunto complejo y multidimensional que demanda una gestión cuidadosa y basada en aspectos científico-técnicos y acumulación de evidencias. En general, se considera que una población de palomas es elevada cuando supera el umbral de 200-500 ejemplares/km^2 (cifra derivada de una revisión informal de varios trabajos científico-técnicos en latitudes templadas europeas y americanas). Para establecer un punto de referencia, se pueden considerar ejemplos de otras ciudades donde se han implementado medidas de control cuando las poblaciones han superado ciertos tamaños. Estos ejemplos pueden proporcionar una guía útil para determinar umbrales de actuación en contextos urbanos similares. Además,

es importante focalizar los esfuerzos en zonas donde las palomas tienden a concentrarse. Éstas suelen ser barrios con características que favorecen la presencia y reproducción de estas aves, como la disponibilidad de alimento y de lugares aptos para criar (aspectos abordados detalladamente en este informe). Además, estas zonas suelen ser las que reciben más denuncias por molestias. Estos "puntos calientes" urbanos, limitados en términos de área geográfica, pueden ser claves para la implementación de estrategias de control viables, tanto a nivel económico como de eficacia. Téngase en cuenta, además, que las puntos de máxima densidad de paloma urbana actúan como fuente de individuos a otras zonas, debido a la dispersión de los jóvenes después del nacimiento en un contexto de distribución libre ideal, asociada con la competencia intraespecífica (Krebs y Davis, 1993). La gestión localizada en estas áreas puede ser una forma eficiente de abordar el problema, ya que requiere menos recursos económicos y humanos en comparación con un enfoque más amplio y disperso.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Angelier, F., Brischoux, F., 2019. Are house sparrow populations limited by the lack of cavities in urbanized landscapes? An experimental test. Journal of Avian Biology 50,

Anton, M., Herrando, S., Garcia, D., Ferrer, X., Cebrian, R., 2017. Atlas dels ocells nidificants de Barcelona. Ayuntament de Barcelona/ICO/UB/Zoo. Barcelona, Barcelona.

Arizaga, J., Esparza, X., Carrascal, L. M., 2022a. Distribución y tamaño de la población de la paloma bravía var. doméstica (*Columba livia f. domestica*) en Pamplona. Sociedad de Ciencias Aranzadi, Inédito.

Arizaga, J., Esparza, X., Carrascal, L. M., 2022b. Propuesta de una red de censo y cálculo de indicadores para conocer tendencias poblacionales de aves en Pamplona. Sociedad de Ciencias Aranzadi, para el Ayuntamiento de Pamplona, Inédito.

Arizaga, J., Laso, M., Rodríguez-Pérez, J., Aizpurua, O., García-Serna, I., González, H., Olano, M., Webster, B., Belamendia, G., Zuberogoitia, I., Carrascal, L. M., 2023a. Euskadiko hegazti habiagileen atlasa / Atlas de aves nidificantes de Euskadi. Sociedad de Ciencias Aranzadi, Donostia.

Arizaga, J., Laso, M., Rodríguez-Pérez, J., Zorrozua, N., Pagaldai, N., Carrascal, L. M., 2021. Atlas de aves nidificantes en San Sebastián. Sociedad de Ciencias Aranzadi - Ayuntamiento de San Sebastián, Donostia.

Arizaga, J., Villanúa, D., Gámez, I., De la Hera, I., 2023b. Tamaño poblacional invernal de la grajilla occidental en el Alto Ebro (Euskadi, Navarra y La Rioja). En: Blanco, G. , García, J. (Eds.), La grajilla occidental en

España y Portugal. Tamaño poblacional, tendencias temporales y conservación, CSIC, Madrid.

Bibby, C. J., Burgess, N., Hill, D. A., Mustoe, S. H., 2000. Bird Census Techniques. Academic Press, London.

Blanco, G., 2003. La chova piquirroja en edificios históricos de Segovia: un modelo de conservación del patrimonio natural y artístico. Caja Segovia, Segovia.

Blanco, G., Fargallo, J. A., Tella, J. L., Cuevas, J. A., 1997. Role of buildings as nest-sites in the range expansion and conservation of choughs *Pyrrhocorax pyrrhocorax* in Spain. Biological Conservation 79, 117-122.

Breiman, L., 2001. Random forests. Machine Learning 45, 15-32.

Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., Thomas, L., 2007. Advanced distance sampling. Oxford University Press, New York.

Cano-Terriza, D., Guerra, R., Lecollinet, S., Cerdà-Cuéllar, M., Cabezón, Ó., Almería, S., García-Bocanegra, I., 2015. Epidemiological survey of zoonotic pathogens in feral pigeons (*Columba livia var. domestica*) and sympatric zoo species in Southern Spain. Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases 43, 22-27.

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

Cutler, D. R., Edwards, T. C., Beard, K. H., Cutler, A., Hess, K. T., 2007. Random forests for classification in ecology. Ecology 88, 2783-2792.

Dautel, H., Scheurer, S., Kahl, O., 1999. The pigeon tick (*Argas reflexus*): its biology, ecology, and epidemiological aspects. Journal of Medical Microbiology Virology Parasitology and Infectious Diseases 289, 745-753.

Davison, A. C., Hinkley, D. V., 1997. Bootstrap methods and their application. Cambridge University Press, Cambridge.

Del Monte, M., Sabbioni, C., 1986. Chemical and biological weathering of an historical building: Reggio Emilia Cathedral Sci. Total Environ. 50, 165-182.

Dell'Omo, A., 1996. Il ruolo degli escrementi dei piccioni nella bioalterazione delle rocce. Tesina di Università degli Studi di Roma "La Sapienza",. Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali, Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Roma.

Dobeic, M., Pintarič, Š., Vlahović, K., Dovč, A., 2011. Feral pigeon (*Columba livia*) population management in Ljubljana. Veterinarski Arhiv 81, 285-298.

Domínguez, L., 1999. Ecología de la Grajilla (*Corvus monedula* Linnaeus 1758) en la provincia de Madrid. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.

Elosegui, R., Bermejo, A., 2015. Estima de las poblaciones de palomas urbanas (columba livia var. domestica) en la ciudad de Vitoria-Gasteiz. Consejos para su control. SEO/BirdLife, Inédito.

Evans, J. S., Murphy, M. A., 2018. rfUtilities. R package version 2.1-3.

Farfán, M., Díaz-Ruiz, F., Duarte, J., Real, R., 2019. Feral pigeon (*Columba livia var. domestica*) management in low-density urban areas: prevention is better than cure. Urban Ecosystems 22, 1027-1035.

Giunchi, D., Baldaccini, N., Sbragia, G., Soldatini, C., 2007. On the use of pharmacological sterilisation to control feral pigeon populations. Wildlife Research 34, 306-318.

González-Crespo, C., Lavín, S., 2022. Use of fertility control (Nicarbazin) in Barcelona: an effective yet respectful method towards animal welfare for the management of conflictive feral pigeon colonies. Animals 12, 856.

Greenwell, B. M., 2017. pdp: An R Package for Constructing Partial Dependence Plots. The R Journal 9, 421-436.

Haag-Wackernagel, D., Bircher, A. J., 2010. Ectoparasites from feral pigeons affecting humans. Dermatology 220, 82-92.

Haag-Wackernagel, D., Geigenfeind, I., 2008. Protecting buildings against feral pigeons. Eur. J. Wildl. Res. 54, 715-721.

Haag-Wackernagel, D., Moch, H., 2004. Health hazards posed by feral pigeons. J Infect 48, 307-313.

Illana, A., Paniagua, D., 2006. Plan de gestión de las palomas urbanas en Vitoria-Gasteiz. GADEN, para el Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, Inédito.

Johnston, R. F., Janiga, M., 1995. Feral pigeons. Oxford University Press, Oxford.

Keller, V., Herrando, S., Voříšek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanesi, P., Martí, D., Anton, M., Klvaňová, A., Kalyakin, M. V., Bauer, H.-G., Foppen, R. P. B.,

2020. European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council - Lynx Edicions, Barcelona.

Krebs, J. R., Davis, N. B., 1993. An introduction to behavioural ecology. Blackwell, Oxford.

Kuznetsova, A., Brockhoff, P. B., Christensen, R. H. B., 2017. lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. Journal of Statistical Software 82, 1-26.

Liaw, A., Wiener, M., 2002. Classification and Regression by randomForest. R News 2, 18-22.

Lokímica, 2020. Estudio de censado de palomas y propuestas de actuación para el control de su población. Vitoria-Gasteiz 2020. Lokímika Laboratorios para el Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, Inédito.

Luniak, M., Grzeniewski, M., 2011. Nest-boxes for the common swift *Apus apus* experience from Poland. Ecologia Urbana 23, 3-5.

Mia, M. M., Hasan, M., Hasnath, M. R., 2022. Global prevalence of zoonotic pathogens from pigeon birds: a systematic review and meta-analysis. Heliyon 8, e09732.

Miller, D. L., 2016a. Package 'Distance'. Version 0.9.6.

Miller, D. L., 2016b. Package 'mrds'. Version 2.1.17.

Molina, B., Nebreda, A., Muñoz, A. R., Seoane, J., Real, R., Bustamante, J., Del Moral, J. C., 2022. III Atlas de aves en época de reproducción en España. SEO/BirdLife, Madrid.

Newell, D., 2019. A test of the use of artificial nest forms in common swift *Apus apus* nest boxes in southern England. Conservation Evidence 16, 24-26.

Paluszynska, A., Biecek, P., Jiang, Y., 2020. randomForestExplainer: Explaining and Visualizing Random Forests in Terms of Variable Importance. R package version 0.10.1.

Pascual, J., Senar, J. C., Uribe, F., Riba, D., 2011. Determinació dels factors ambientals que incideixen en la distribució dels coloms a la ciutat de Barcelona. Museu de Ciències Naturals de Barcelona/Agència de Salut Pública de Barcelona, Barcelona.

Pérez-Sancho, M., Garcia-Seco, T., Porrero, C., García, N., Gómez-Barrero, S., Cámara, J., Domínguez, L., Álvarez, J., 2019. A ten-year-surveillance program of zoonotic pathogens in feral pigeons in the City of Madrid (2005-2014): The importance of a systematic pest control. Research in veterinary science 128, 293-298.

Phalen, D. N., Alvarado, C., Grillo, V., Mason, P., Dobson, E., Holz, P., 2017. Prevalence of columbid herpesvirus infection in feral pigeons from New South Wales and Victoria, Australia, with spillover into a wild Powerful Owl *(Ninox truena*). Journal of Wildlife Diseases 53, 543-551.

Przybylska, K., Haidt, A., Myczko, Ł., Ekner-Grzyb, A., Rosin, Z. M., Kwieciński, Z., Tryjanowski, P., Suchodolska, J., Takacs, V., Jankowiak, Ł., Tobółka, M., Wasielewski, O., Graclik, A., Krawczyk, A. J., Kasprzak, A., Szwajkowski, P., Wylegała, P., Malecha, A. W., Mizera, T., Skórka, P., 2012. Local and landscape-level factors affecting the density and distribution of the Feral Pigeon *Columba livia* var. *domestica* in an urban environment. Acta Ornithologica 47, 37-45, 39.

Sacchi, R., Gentilli, A., Razzetti, E., Barbieri, F., 2002. Effects of building features on density and flock distribution of feral pigeons *Columba livia* var. *domestica* in an urban environment. Canadian Journal of Zoology 80, 48-54.

Sansano-Maestre, J., Garijo-Toledo, M. M., Gómez-Muñoz, M. T., 2009. Prevalence and genotyping of *Trichomonas gallinae* in pigeons and birds of prey. Avian Pathol 38, 201-207.

Schaub, T., Meffert, P. J., Kerth, G., 2015. Nest-boxes for Common Swifts *Apus apus* as compensatory measures in the context of building renovation: efficacy and predictors of occupancy. Bird Conservation International 26, 164-176.

Senar, J., Carrillo, J., Arroyo, L., Montalvo, T., Peracho, V., 2009. Estima de la abundancia de palomas (*Columba livia var. domestica*) de la ciudad de Barcelona y valoración de la efectividad del control por eliminación de individuos. Miscel•lània Zoològica 7, 62-71.

Senar, J., Montalvo, T., Pascual, J., Peracho, V., 2017. Reducing the availability of food to control feral pigeons: changes in population size and composition. Pest Management Sciences 73, 313-317.

Senar, J. C., Montalvo, T., Pascual, J., Peracho, V., 2016. Reducing the availability of food to control feral pigeons: changes on population size and composition. Pest Management Sciences 73, 313-317.

Sol, D., Senar, J. C., 1985. Urban pigeon populations: stability, home range and the effect of removing individuals. Canadian Journal of Zoology 73, 1154-1160.

Stock, B., Haag-Wackernagel, D., 2016. Food shortage affects reproduction of Feral Pigeons *Columba livia* at rearing of nestlings. Ibis 158, 776-783.

Sturtevant, J., 1970. Pigeon control by chemosterilization: population model from laboratory results. Science 170, 322-324.

Uribe, F., Colom, L., Camerino, M., Ruiz, J., Senar, J. C., 1984. Censo de las palomas semidomésticas (*Columba livia var. domestica*) de la ciudad de Barcelona. Misc. Zool. 8, 237-244.

Wormuth, H. J., 1994. Zum Problem der verwilderten Haustauben. Merkblatt des Robert von Ostertag-Instituts des Bundesgesundheitsamtes, Berlin.

Wortha, S., Arndt, E., 2004. Acceptance of nest boxes by the Common Swift (*Apus apus*) in Berlin. Ber. Vogelschutz 41, 113-126.

Xenakis, N., 2021. Humane pigeon population management using avian contraceptive OvoControl® P at TransLink SkyTrain stations in the Lower Mainland of British Columbia, Canada. University of British Columbia, Canada.

ANEXO 1. Características (superficie relativa de los usos del suelo, distancia al centro de Vitoria-Gasteiz) de los hábitats que se utilizan para la estimación de densidades de aves según tipos de hábitat. Abreviaturas: ver Metodología. Todos los valores son porcentajes (%), excepto DISCENm que se mide en metros de distancia al centro de la ciudad.

	Centro	Cultivos	Periurbano	Polígono	Urbano ajardinado	Urbano transición
AGUA	0,06	0,36	1,41	0,24	0,27	0,27
AGRURB	0,42	1,06	1,34	0,08	0,42	0,16
CULHER	0,00	72,60	22,95	0,39	0,16	0,10
CULLEÑ	1,53	0,36	0,66	0,37	0,89	0,61
FRONDO	0,00	0,53	0,57	0,06	0,00	0,01
JARDIN	14,32	2,57	22,40	10,79	45,96	28,68
PASTIZ	0,00	10,32	7,70	0,04	1,04	0,09
URBEDI	46,10	0,74	8,24	39,85	14,07	20,78
URBOTR	1,23	6,40	13,78	5,61	6,87	7,42
URBVIA	36,33	5,06	20,96	42,56	30,31	41,88
DISCEN	568,43	3075,48	2816,78	2678,79	2011,18	1817,74

ANEXO 2. Importancia de las variables predictoras en modelos *Random Forest* (RF) para analizar la abundancia de paloma urbana en Vitoria-Gasteiz. Abreviaturas: MMD, Mean Min. Depth; MSE, Mean Squared Error increase; NPI, Node Purity Increase.

Variable	MMD	MSE	NPI
AGUA	3,40	7,65	1870,94
ARGURB	5,89	-0,61	92,02
CULHER	7,10	0,01	1,33
CULLEÑ	6,54	0,61	37,35
FRONDO	7,14	0,00	22,37
JARDIN	2,72	24,55	1844,66
PASTIZ	6,98	0,01	3,22
URBEDI	2,66	33,18	2292,70
URBOTR	2,94	41,88	2287,11
URBVIA	3,08	6,31	1653,40
DISCEN	1,38	166,07	5237,27
UTM_X	2,62	29,90	2438,42
UTM_Y	2,47	56,11	2631,05