



INCORPORACIÓN DE NUEVAS TECNOLOGÍAS PARA EL MONITOREO DE PERTURBACIÓN EN AMBIENTES ACUÁTICOS

Yuri V. Albores-Barajas^{1*}
Cecilia Soldatini²

¹ CONACYT-UABCS Carretera al Sur KM 5.5., Apartado Postal 19-B, C. P. 23080, La Paz, Baja California Sur, México.

² Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Unidad La Paz. Miraflores 334, Col. Bellavista, La Paz, Baja California Sur. C. P. 23050.

* Autor para correspondencia: yalbores@gmail.com

Resumen

En años recientes, los avances tecnológicos han evolucionado a pasos agigantados y la innovación de nuevas herramientas e instrumentos, a precios accesibles, ha hecho posible que se puedan ocupar para el monitoreo de ambientes insulares y acuáticos, típicamente difíciles de acceder, y sobre cómo son afectados por la presencia humana o por factores ambientales a lo largo del tiempo. Los drones, por ejemplo, nos permiten tener información precisa y detallada de alguna zona en específico. Las cámaras térmicas nos facilitan observar procesos y fenómenos que ocurren en completa oscuridad y que son difíciles de detectar si no se cuenta con algún tipo de tecnología. Lo más importante es que la información obtenida mediante fotografías y video con drones, así como por cámaras térmicas se puede almacenar para ser utilizada y comparada en diferentes periodos de tiempo. Aquí presentamos dos estudios de caso para ejemplificar usos de la tecnología en el monitoreo de ambientes acuáticos.

Introducción

Las aves marinas son uno de los grupos más amenazados, ya que el 28% de las 346 especies del grupo han sido consideradas como vulnerables por la UICN (Croxall *et al.*, 2012). Sin embargo, debido a que sus sitios de anidación se ubican frecuentemente en espacios remotos, y a su enorme distribución en el mar (Weimerskirch *et al.*, 2014), es muy difícil detectar tendencias poblacionales (Freckleton *et al.*, 2005, 2006). Por ejemplo, el caso de los petreles, que anidan en madrigueras, obtener datos exactos es más complicado que si estudiamos aves marinas que anidan en la superficie (Brooke, 2004; Schumann *et al.*, 2013). Sin embargo, es necesario conseguir información sólida para el manejo y conservación de las poblaciones de aves marinas que anidan en madrigueras. Por lo tanto, se ha hecho fundamental desarrollar nuevos métodos que sean repetibles y exactos, y que nos permitan detectar tendencias poblacionales.

Se han utilizado diferentes formas para determinar los tamaños poblacionales de aves marinas que anidan en madrigueras (Keitt *et al.*, 2002; Sutherland

y Dann, 2012; Oppel *et al.*, 2014). El método más común es la utilización de la extrapolación de la densidad de madrigueras en algunas parcelas hacia toda una colonia (Bailey, 1976; Keitt *et al.*, 2003). Dichos métodos han sido mejorados por los modelos predictivos de hábitat (Rayner *et al.*, 2007; Scott *et al.*, 2009), los cuales reducen el error debido a las características del entorno. La extrapolación también ha sido mejorada al tener estimaciones de ocupación más robustas gracias a los boroscopios, que son cámaras infrarrojas utilizadas para detectar la presencia de individuos dentro de una madriguera (Whitehead *et al.*, 2014). Sin embargo, los procedimientos basados en la extrapolación de parcelas experimentales con frecuencia arrojan estimaciones con un alto grado de incertidumbre. Esto limita el poder de detección de tendencias poblacionales a lo largo del tiempo y, por lo tanto, reducen el valor de conservación de estas estimaciones para las especies (Parker y Rexer-Huber, 2016).

En años recientes, varias metodologías de campo, tecnologías y modelos matemáticos se han desarrollado ampliamente, lo que ha permitido a los investigadores detectar, con una precisión mayor, las variaciones en el tamaño poblacional y otros parámetros demográficos en poblaciones silvestres (Hodgson *et al.*, 2016). Por ejemplo, el muestreo a distancia (*distance sampling*) se ha utilizado junto con boroscopios (Lawton *et al.*, 2006), cámaras térmicas y detectores de CO₂ también se emplean para detectar presencia de individuos (Parker y Rexer-Huber, 2016). De manera adicional se han propuesto las grabaciones remotas de cantos para estimar el tamaño poblacional de la pardela cenicienta, *Calonectris borealis* (Oppel *et al.*, 2014). Recientemente, el uso de drones ha aumentado de forma considerada y en la actualidad se usan regularmente para el monitoreo de la vida silvestre, con menor disturbio humano y una mayor precisión comparada con los métodos tradicionales (Ratcliffe *et al.*, 2015; Vas *et al.*, 2015). Los drones se utilizan para contar aves marinas que anidan en superficie (Hodgson *et al.*, 2016) y para monitorear aves acuáticas (McEvoy *et al.*, 2016). Las ventajas de este método incluyen la posibilidad de archivar las imágenes para análisis y comparaciones futuras y pasar menor tiempo en el campo, con lo que se reducen costos de operación y la perturbación a la vida silvestre (Koh y Wich, 2012; Christie *et al.*, 2016).

Casos de estudio

1. *Pardela mexicana* en el Pacífico mexicano

En este caso de estudio, utilizamos drones para estimar el tamaño poblacional de una especie de ave marina que anida en madriguera, la pardela mexicana (*Puffinus opisthomelas*), en Isla Natividad, México. Utilizamos fotografías tomadas por drones para contar las madrigueras en la colonia y posteriormente aplicamos el método tradicional en campo para estimar la ocupación y, finalmente, el tamaño poblacional de la colonia más grande del mundo, donde anida el 95% de la especie.

Especie objetivo y área de estudio

La pardela mexicana es una especie endémica de México, con el 95% de la población mundial anidante en Isla Natividad, y el resto de la población distribuida entre el Archipiélago San Benito, Isla Guadalupe, con eventos esporádicos de anidación en islas del Golfo de California (Keitt *et al.*, 2000).

Este grupo de aves se encuentra catalogada como “casi amenazada” por la UICN (Birdlife-International, 2016) y fue modificada de categoría “vulnerable” después de la erradicación de gatos ferales en Isla Natividad entre 1997 y 2001 (Keitt y Tershy, 2003). No se ha realizado una actualización del tamaño poblacional desde la erradicación de felinos en 2001.

Isla Natividad se encuentra frente a la costa de la península de Baja California, en el Océano Pacífico (27° 51' 10" N - 115° 10' 22" O), cuenta con 8.65 km², entre 1998-1999 se estimó que la colonia de pardela mexicana ocupaba una superficie de 2.5 km² en la parte sureste de la isla (Keitt *et al.*, 2003). El área de la colonia se estimó con un GPS que recorrió todo el perímetro de la colonia (Keitt *et al.*, 2003).

Nuestro grupo de investigación visitó Isla Natividad tres veces durante 2016 para actualizar la estimación poblacional: 7-14 de febrero, 19 de abril-12 de mayo y 9 de junio-3 de julio. Durante 2017 también realizamos una visita entre el 11 y 14 de julio para detectar si el dron provoca un disturbio sobre las especies de aves que anidan en superficie. Utilizamos un dron DJI Phantom 3 Standard que fue volado durante las cuatro expediciones a la isla. El dron contiene una cámara de 12 Mpixeles, con un sensor 1/2.3", y un lente f/2.8 con estabilizador de imagen. Las dos primeras expediciones las usamos para calibrar el método, y las fotos tomadas en junio del 2016 se

ocuparon para contar las madrigueras. Debido a que se esperaba que el número de madrigueras permaneciera constante dentro de una temporada reproductiva (no se excavaron nuevas madrigueras una vez iniciada la deposición), no comparamos la variación en el número de madrigueras entre las tres expediciones de 2016. Sin embargo, sí monitoreamos la ocupación en las tres expediciones para detectar su variabilidad. Utilizamos la ocupación inicial, de febrero, para determinar el tamaño poblacional, sin considerar a los individuos no reproductivos. La ocupación puede variar con base en la densidad de madrigueras y, por lo tanto, realizamos muestreo de ocupación en zonas con diferente ocupación, para obtener un valor de ocupación por densidad.

Censo aéreo para contar madrigueras

Para estimar el error de detección entre los censos aéreos y los conteos en tierra, visitamos la colonia y contamos manualmente (método tradicional = 20 parcelas circulares de 4.37 cm de radio, 60 m²) seleccionados aleatoriamente en la colonia. Al mismo tiempo tomamos fotografías aéreas de las mismas parcelas con el dron a una altura de 30 m y, posteriormente, se contabilizaron las madrigueras en las imágenes.

Para tomar las fotografías de la colonia de pardela mexicana, el dron voló a una altura entre 25 y 60 m sobre el nivel del suelo. Esta diferencia se debe a la conformación del terreno. Debido a la alta resolución de las fotografías, esta diferencia altitudinal no representó un problema para la detección de las madrigueras, ya que podíamos acercarnos con el *zoom* de manera considerable antes de que tuviéramos limitaciones de detección.

El dron fue volado a una velocidad de aproximadamente 2 m s⁻¹ y se tomaba una fotografía cada 5 s, por lo que había 10-15 m entre el centro de cada fotografía. Cada una contiene metadatos (30 variables, incluyendo ubicación GPS, altura, estimación de precisión, hora, fecha y características de la foto) que son utilizados por el programa de imagen (Agisoft Photoscan) para ubicar las fotografías espacialmente y formar una ortofoto. Las fotografías se tomaron entre las 11 AM y las 3 PM para reducir el efecto sombra, que podría ser confundido por madrigueras. El plan de vuelo se realizó en la aplicación Litchi (<https://flylitchi.com/>) para evitar sobreposición excesiva o huecos sin imagen. Cada plan de vuelo se programó para una duración de 13 min y volar una distancia total de 3,100 m en transectos paralelos de 300 a 20 m de distancia entre ellos. Cada vuelo cubrió entre 9 y 12 ha. El dron fue volado todos los días dependiendo de las condiciones climáticas; excepto cuando la velocidad del viento superaba los 40 km/h.

Utilizamos el programa de fotogrametría Agisoft Photoscan Professional (Edition, 2016), para generar ortomosaicos a partir de las fotografías originales (Boike, 2015; Themistocleous *et al.*, 2015). Los ortofotos u ortomosaicos resultantes se exportaron en formato TIFF y se analizaron en el programa QGIS (QGIS Development Team, 2014). En QGIS se añadió una cuadrícula de 11.16 x 11.16 m para utilizar como punto de referencia al contar las madrigueras. Este tamaño de cuadrícula es el mínimo permitido por QGIS. Posteriormente se contaron y marcaron todas las madrigueras en QGIS.

Resultados

El área actual de la colonia cubre 1.48 km² lo que representa una disminución de 1 km² respecto al 2001. A partir de las parcelas de control, estimamos un error de detección de -5.6%, por lo que el total corregido de madrigueras es de 56,395.

La estimación poblacional durante el 2016 es de 37,858 ($\pm 8,510$ EE) parejas reproductoras. Para el 2017 la estimación fue de 44,235 ($\pm 9,731$ EE), lo que arroja un total de 84,802 individuos en 2016 y 99,086 en 2017, considerando también el 12% de no reproductores.

Monitoreo del disturbio y análisis del costo-efectividad

La presencia del dron no afectó directamente a la pardela mexicana debido a que sus hábitos son nocturnos y a que no realizan actividades en la colonia durante el día. Existen otras dos especies de aves presentes en la colonia, la gaviota occidental (*Larus occidentalis*), con una población estimada de 15,000 parejas, y el águila pescadora (*Pandion haliaetus*), que anida fuera de la zona de la colonia, pero se observó sobre volando frecuentemente.

Realizamos tres vuelos en áreas seleccionadas aleatoriamente sobre la colonia de la gaviota occidental para detectar respuestas de estrés a la presencia del dron. Estos vuelos se llevaron a cabo cuando los pollos ya habían eclosionado, lo que indica el periodo de mayor agresividad por parte de las gaviotas hacia elementos extraños. Las zonas tenían 90, 75 y 98 individuos, respectivamente. Observamos sólo algunos que mostraban señales de alarma, y aún menos que abandonaban el nido. Las gaviotas reaccionan al dron cuando éste vuela a alturas bajas (15 m) y cerca de la colonia, pero no se observó ningún vuelo de escape cuando el dron voló a la altura del estudio.

Al comparar éste método con el método tradicional, observamos que el costo para realizar el estudio utilizando drones conlleva un ahorro de hasta 67%. Esta diferencia

se debe principalmente a los costos ligados al personal y a las estancias en campo, que son más largas utilizando el método tradicional (tabla 1).

2. Gaviota de patas amarillas del Mediterráneo

Venecia es una ciudad única debido a su ubicación en el corazón del humedal más grande de Italia. Debido a las características ambientales se necesitan diferentes métodos para dar una descripción completa de la población de gaviotas. En los años 2003-2004 se realizó un levantamiento aéreo para identificar las colonias de gaviota de patas amarillas en el medio natural y, por lo tanto, conocer el número de parejas reproductoras. Contamos y seguimos la población de la colonia urbana aplicando técnicas de conteo directo desde puntos de observación fijos. Actualmente los mismos métodos se pueden aplicar utilizando drones en ambos ambientes ahorrando tiempo, dinero y conservando copias grabadas de los conteos para futuras comparaciones.

Especie objetivo y área de estudio

La gaviota de patas amarillas del Mediterráneo (*Larus michahellis michahellis*) (Naumann, 1840) es protagonista de un reciente fenómeno de aumento demográfico general en ambientes naturales y el asentamiento en el hábitat urbano. El complejo de lagunas que alberga la ciudad de Venecia, Italia, está compuesto por zonas parcialmente cerradas y zonas abiertas de naturaleza mareal caracterizada por lodazales y una multitud de pequeñas islas. La laguna de Venecia (cerca de 58,000 ha) es el humedal más ancho de las costas del norte del mar Adriático, con la ciudad de Venecia situada en el corazón de la laguna. La profundidad de la cuenca es muy variable: la boca de los puertos y los canales principales son de unos 15-20 m, las hojas de agua son de 1-3 m, y en las zonas denominadas localmente *velme* y *barene* la profundidad varía de unos pocos cm a tierras emergidas con vegetación halófila. Encontramos en esa zona la mayor marea del Mediterráneo (aproximadamente 1 m en épocas de sizigia). Alrededor de 1/6 de toda la zona está separada de la laguna por fuertes terraplenes, las cuencas limitadas se denominan “valles de pesca”, donde se practica la pesca extensa. Debido a los diferentes hábitats presentes en la laguna de Venecia es necesario utilizar un enfoque integrador al estudiar las especies acuáticas, ampliamente distribuidas en muchos hábitats como en el caso de la gaviota.

Tabla 1 Comparación de costos (en dólares) de muestreo, considerando personal, alojamiento, alimentos, transporte y materiales, entre el método tradicional y utilizando los drones. Los sueldos se calculan por día de la semana trabajado, sin contar fines de semana

Categoría	Costo unitario	Muestreo con drones			Muestreo tradicional			Diferencia (tradicional-dron)
		Unidad	Días	Costo	Unidades	Días	Costo	
Personal								
Investigador principal (campo)	\$3000/mes	1	15	\$2,250.00	1	60	\$9,000.00	\$6,750.00
Investigador principal (análisis de datos)	\$3000/mes	1	5	\$750.00	1	5	\$750.00	\$0
Asistente (campo)	\$1000/mes	1	15	\$750.00	4	60	\$12,000.00	\$11,250.00
Asistente (análisis de datos)	\$1000/mes	2	30	\$3,000.00	1	30	\$1,500.00	-\$1,500.00
Alojamiento								
En isla	\$10/noche	2	15	\$300.00	5	60	\$3,000.00	\$2,700.00
Hacia la isla	\$50/noche	2	2	\$200.00	5	2	\$500.00	\$300.00
Alimentos								
En isla	\$12/día	2	15	\$360.00	5	60	\$3,600.00	\$3,240.00
Hacia la isla	\$22/día	2	2	\$88.00	5	2	\$220.00	\$132.00
Transporte	\$300/viaje La Paz-Isla*1							
Tanque de gasolina	viaje redondo			\$300.00			\$300.00	\$0
Material de campo								
Boroscopio	\$15/pieza	2		\$30.00	5		\$75.00	\$45.00
Dron Phantom 4	\$900/pieza	1		\$900.00				-\$900.00
Licencia programa Litchi	\$20/pieza	1		\$20.00				-\$20.00
GPS	\$500/pieza	1		\$500.00	3		\$1,500.00	\$1,000.00
Cinta métrica y estacas	\$30	1		\$30.00	3		\$90.00	\$60.00
Computadora	\$1500/pieza	1		\$1,500.00	1		\$1,500.00	\$0
Total				\$10,978.00			\$34,035.00	\$23,057.00

Censo aéreo para estimar la población anidante en el sistema lagunar

Completamos un censo aéreo para tener una estimación confiable de la población reproductora. Este método ha sido ampliamente utilizado en los humedales para contar a las aves acuáticas (Tamisier y Dehorter, 1999), pero nunca se había empleado en Italia para aves acuáticas y, en particular, gaviotas.

Se han utilizado censos aéreos para identificar las colonias de gaviotas en el medio natural y, por tanto, para contar las parejas reproductoras (Dolbeer *et al.*, 1997). Este método ha sido especialmente útil debido a las peculiaridades del área de los humedales. De hecho, el acceso al humedal es muy difícil y el estudio en barco o a pie de toda la laguna habría sido prohibitivamente lento y complicado desde el punto de vista logístico. En 2003 utilizamos un avión anfibia ultraligero de ala alta. Este tipo de ala permite una buena visibilidad y la posibilidad de aterrizaje en agua hace que la encuesta sea más segura además de permitir llegar a la colonia cuando sea necesario.

Las fechas de las prospecciones aéreas coincidieron con los periodos de incubación máximo y el inicial de eclosión. Durante dos días (en abril de 2003) se completó un total de 16 h de vuelo. Toda la laguna fue inspeccionada, incluyendo áreas cerradas. El área fue dividida en dos secciones, Laguna Norte y Sur, que fueron censadas volando sobre todos los *velme* y *barene* e islas que se desarrollan en transectos orientados norte a sur desde la parte oeste de la laguna hacia el borde este. Durante el vuelo, el avión estaba a 30-40 m de altura y viajaba a una velocidad de 80 km/h. Los datos se registraron directamente en un mapa. El conteo se realizó por deducción (observación de las gaviotas que crían) o por observación directa del nido (en raras ocasiones, porque los nidos y los polluelos son extremadamente miméticos). Por lo menos uno de los padres está siempre en el nido desde que los polluelos eclosionan (Bosch y Sol, 1998), y una buena ayuda vino por la reacción de las gaviotas al pasar el avión: las gaviotas que no volaban estaban probablemente en el nido para protegerlo, mientras que otros individuos, asustados, volaron lejos. Este hábito nos dio la posibilidad de reconocer a los individuos reproductivos de otros. Las áreas donde los nidos eran más densos se contaron dos veces para reducir errores. Las superficies y las densidades de nidos (número de nidos/ha) correspondientes se han calculado sobre la base de un mapa digital de islas naturales utilizando SIG (QGIS Development Team, 2014).

Aunque en nuestro censo se consideró la totalidad del área de la laguna, los movimientos de las aves y la presencia de algunas áreas altamente vegetadas son factores que pueden producir una estimación sesgada del tamaño de la población, ya que no

tiene en cuenta la detectabilidad de las aves. Este sesgo fue ajustado usando un factor de corrección (CF), estimado mediante un procedimiento de muestreo doble, es decir, examinando una submuestra de recuento directos de nidos. Así estimamos un $CF = 1,04$ para obtener una estimación realista del tamaño de la población (Dolbeer *et al.*, 1997).

Resultados

Los resultados del censo aéreo proporcionaron más información de la esperada. Mapeamos colonias de diferentes tamaños en toda la laguna de Venecia y obtuvimos el conteo de nidos, lo que permite estimar la densidad de nidos para cada colonia. El número total de colonias contadas fue de 101, 72 en la parte norte de la laguna (considerando Venecia en el centro) y 29 en la parte sur de la laguna. El número total de nidos contados fue 2,977, 1,007 en la parte norte y 1,970 en el sur. Con este resultado podemos estimar el número de reproductores en 6,192 individuos ($5,954 * CF$). El número medio de nidos contados por sub-colonia fue de 35.11, pero las colonias de la laguna norte fueron de menor tamaño que en el sur (número medio de nidos en las colonias: Norte = 13.9; Sur = 67.9). La superficie total ocupada por las colonias de gaviotas es de 548 ha, con una densidad promedio de 5.43 nidos por ha. La mayor parte de los nidos se encuentra en la parte sur de la laguna (66.17%).

Conclusión

El uso de los drones y cámaras térmicas facilita mucho el trabajo de campo en ambientes difíciles como cuerpos de agua e islas. También permite grabar los muestreos para comparaciones futuras. En los ejemplos reportados es evidente que siendo imposible el conteo directo, estimando las poblaciones con conteos de áreas muestras se incurriría en errores muy amplios de aproximación. El conteo aéreo fue utilizado extensivamente, pero requiere recursos significativos mientras hoy en día para el mismo recorrido se puede usar un dron que grabe imágenes para componer una ortofoto georreferenciada como en el ejemplo de las madrigueras de la pardela mexicana. En este caso se deberá considerar volar el dron a una altura adecuada para no molestar a las aves objeto de estudio y entonces hacer unas pruebas del disturbio que produce el pasaje del dron y establecer una altura de muestreo segura. Esto con el fin de evitar que se alejen del área afectando el conteo o que impacten con el equipo con daños indeseables para ambas partes.

Literatura citada

- Bailey, E. P. (1976). Breeding bird distribution and abundance in the Barren Islands, Alaska. *The Murrelet*, 57, 2-12.
- Birdlife-International (2016). *Puffinus opisthomelas*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016 Retrieved 8 December 2016.
- Boike, J. (2015). *Documentation of orthomosaic processing*, Bremerhaven, Pangaea.
- Bosch, M. y Sol, D. (1998). Habitat selection and breeding success in yellow-legged gulls *Larus cachinnans*. *Ibis*, 140, 415-421.
- Brooke, M. L. (2004). *Albatrosses and petrels across the world*. Oxford: Oxford University Press.
- Croxall, J. P. *et al.* (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International*, 22, 1-34.
- Christie, K. S. *et al.* (2016). Unmanned aircraft systems in wildlife research: current and future applications of a transformative technology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14, 241-251.
- Dolbeer, R. A., Belant, J. L. y Bernhardt, G. E. (1997). Aerial photography techniques to estimate populations of Laughing Gull nests in Jamaica Bay. Nueva York, 1992-1995. *Colonial Waterbirds*, 20, 8-13.
- Edition, A. P. P. (2016). St. Petersburg, Russia, Agisoft.
- Freckleton, R. P. *et al.* (2005). Large-scale population dynamics, abundance-occupancy relationships and the scaling from local to regional population size. *Journal of Animal Ecology*, 74, 353-364.
- Freckleton, R. P. *et al.* (2006). Census error and the detection of density dependence. *Journal of Animal Ecology*, 75, 837-851.
- Hodgson, J. C. *et al.* (2016). Precision wildlife monitoring using unmanned aerial vehicles. *Scientific Reports*, 6, 22574.
- Keitt, B. y Tershy, B. (2003). Cat eradication significantly decreases shearwater mortality. *Animal Conservation*, 6, 307-308.
- Keitt, B., Tershy, B. y Croll, D. (2000). Black-vented Shearwater (*Puffinus opisthomelas*). A. Poole and F. Gill. Philadelphia, P A, *The Birds of North America, Inc.*, 521, 1-16.

- Keitt, B. S., Tershy, B. R. y Croll, D. A. (2003). Breeding biology and conservation of the Black-vented Shearwater *Puffinus opisthomelas*. *Ibis*, 145, 673-680.
- Keitt, B. S. *et al.* (2002). The effect of feral cats on the population viability of black-vented shearwater (*Puffinus opisthomelas*) on Natividad Island, Mexico. *Animal Conservation*, 5, 217-223.
- Koh, L. y Wich, S. (2012). Dawn of drone ecology: low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. *Tropical Conservation Science*, 5, 121-132.
- Lawton, K. *et al.* (2006). An estimate of population sizes of burrowing seabirds at the Diego Ramírez archipelago, Chile, using distance sampling and burrow-scoping. *Polar Biology*, 29, 229-238.
- McEvoy, J. F., Hall, G. P. y McDonald, P. G. (2016). Evaluation of unmanned aerial vehicle shape, flight path and camera type for waterfowl surveys: disturbance effects and species recognition. *Peerj* 4:e1831.
- Oppel, S. *et al.* (2014). Estimating population size of a nocturnal burrow-nesting seabird using acoustic monitoring habitat mapping. *Nature Conservation*, 7, 1-13.
- Parker, G. C. y Rexer-Huber, K. (2016). *Guidelines for designing burrowing petrel surveys to improve population estimate precision*.
- QGIS Development Team, T. (2014). QGIS Geographic Information System, Open Source Geospatial Foundation Project.
- Ratcliffe, N. (2015). A protocol for the aerial survey of penguin colonies using UAVs. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3, 95-101.
- Rayner, M. J. (2007). Predictive habitat modelling for the population census of a burrowing seabird: A study of the endangered Cook's petrel. *Biological Conservation*, 138, 235-247.
- Scott, D. *et al.* (2009). Predictive habitat modelling to estimate petrel breeding colony sizes: sooty shearwaters (*Puffinus griseus*) and mottled petrels (*Pterodroma inexpectata*) on Whenua Hou Island. *New Zealand Journal of Zoology*, 36, 291-306.
- Schumann, N. *et al.* (2013). Optimizing survey effort for burrow-nesting seabirds. *Journal of Field Ornithology*, 84, 69-85.
- Sutherland, D. R. y Dann, P. (2012). Improving the accuracy of population size estimates for burrow-nesting seabirds. *Ibis*, 154, 488-498.
- Tamisier, A. y Dehorter, O. (1999). *Camargue Canard et Foulques*. Nimes, Centre Ornithologique du Gard.

- Themistocleous, K. (2015). *The methodology of documenting cultural heritage sites using photogrammetry, UAV, and 3D printing techniques: the case study of Asinou Church in Cyprus*. Third International Conference on Remote Sensing and Geoinformation of the Environment, International Society for Optics and Photonics.
- Vas, E. *et al.* (2015). Approaching birds with drones: first experiments and ethical guidelines. *Biology Letters*, 11, 20140754.
- Weimerskirch, H. *et al.* (2014). Lifetime foraging patterns of the wandering albatross: Life on the move! *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 450, 68-78.
- Whitehead, A. L. *et al.* (2014). Establishing accurate baseline estimates of breeding populations of a burrowing seabird, the grey-faced petrel (*Pterodroma macroptera gouldi*) in New Zealand. *Biological Conservation*, 169, 109-116.

