

Gaviota patiamarilla – *Larus michahellis* Naumann, 1840

Juan Arizaga

Sociedad de Ciencias Aranzadi, San Sebastián

Versión 30-06-2023



© Juan Arizaga

Sistemática

La taxonomía de la especie ha variado enormemente durante los últimos años, tanto como lo ha hecho la revisión de todo el género *Larus* a partir de, principalmente, estudios moleculares (Liebers et al., 2004; Pons et al., 2005; Collinson et al., 2008; Sternkopf et al., 2010). Antaño agrupada en el complejo 'argentatus', se separó posteriormente para constituir la especie *L. cachinnans*, que a su vez se subdividió en la actual gaviota cáspica *L. cachinnans* y la patiamarilla *L. michahellis*. Tanto en cuanto a genotipo como a fenotipo, existe una variación muy considerable entre poblaciones/subespecies, que se corresponde con las subespecies que se describen en el apartado de 'Distribución geográfica'.

Identificación

Gaviota perteneciente al grupo de los grandes láridos con cabeza blanca (en época de cría), con 4 grupos de edad, a saber: primer, segundo, tercer y cuarto año, pues es a la edad de 4 años cuando se alcanza el plumaje de adulto (Olsen y Larson, 2004). Los plumajes de primer a tercer año presentan, progresivamente, cada vez menos pardo y más gris en zona dorsal y alas. Algunos ejemplares de primer año, sobre todo en el caso de las poblaciones del Cantábrico, pueden llegar a confundirse con gaviota sombría, dada la enorme variabilidad fenotípica presente tanto en esta última como en la patiamarilla. Los adultos son blancos, con el manto y parte superior de las alas de un gris más oscuro que la argétea *L. argentatus* pero más claro que la sombría *L. fuscus* (Olsen y Larson, 2004). El gris de las patiamarillas del Mediterráneo y el Cantábrico es similar y no hay diferencias entre sexos (Pons et al., 2004). Las patiamarillas de Macaronesia, especialmente las de Azores, son notoriamente más oscuras (Adriaens et al., 2020). Pico y patas de color amarillo. La intensidad de este color varía entre individuos y se asocia a su calidad individual (Zorrozueta et al., 2020b). Mancha gonial y anillo ocular rojo, que son más intensos durante el periodo de cría.

Descripción

Plumaje juvenil

Marrón (Figura 1), con los bordes de plumas coberteras beis. Plumas ventrales más blanquecinas que, en conjunto, suelen dar el aspecto de ave 'sucia'. Pico negro y patas claras, rosáceas. El obispillo y la base de las rectrices son blancos con un número variable, generalmente disperso, de puntos negros. Barra terminal de la cola negra.

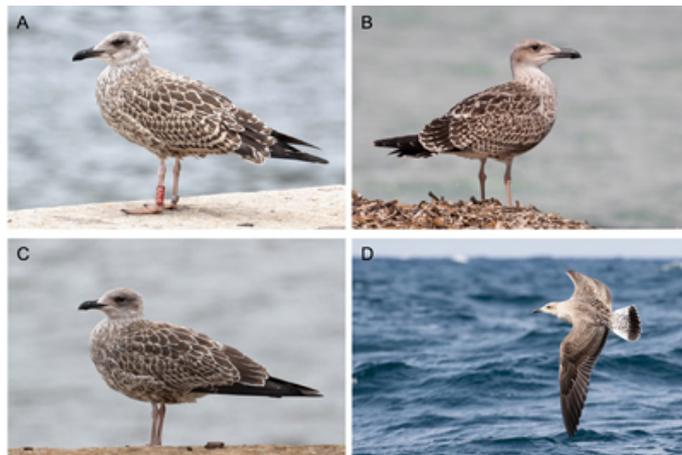


Figura 1. Ejemplares con plumaje juvenil de gaviota patiamarilla. A – Ejemplar R24G, anillado como pollo en junio de 2021 una de las colonias de Gipuzkoa y fotografiado en el puerto de Pasaia (Gipuzkoa) en agosto del mismo año. B – Mallorca (Balears), septiembre. C – Pasaia (Gipuzkoa), agosto. D – Salida pelágica en el Cantábrico, Bizkaia, agosto. El plumaje juvenil de algunas patiamarillas, especialmente en el Cantábrico, a menudo se confunde con el de algunas sombrías. (©) J. Arizaga.

Plumaje de primer invierno y primer verano

Resultado (Figura 2) de la muda, parcial, que tiene lugar en el primer verano de vida, mayoritariamente entre julio y agosto (Olsen y Larson, 2004), aunque hay individuos que la llevan a cabo algunos meses después (Arizaga et al., 2019). En esta muda se reemplazan algunas plumas del cuerpo y, a lo sumo, un número variable, normalmente reducido, de cobertoras alares pequeñas y medianas, dando lugar a un patrón de coloración muy similar al juvenil, aunque algo diferenciado en zona dorsal, debido a las nuevas plumas del manto y escapulares. Esta se distinguen por la presencia de una mancha oscura en forma de ancla sobre fondo marrón-grisáceo. Generalmente, con el ave posada, contraste fuerte de tonalidades entre el manto/escapulares y las plumas del ala. Conforme avanza la edad del ave, la base del pico se aclara y el plumaje se desgasta, lo que le confiere al ave tonalidades más claras hacia el final del invierno y primavera del segundo año de vida.

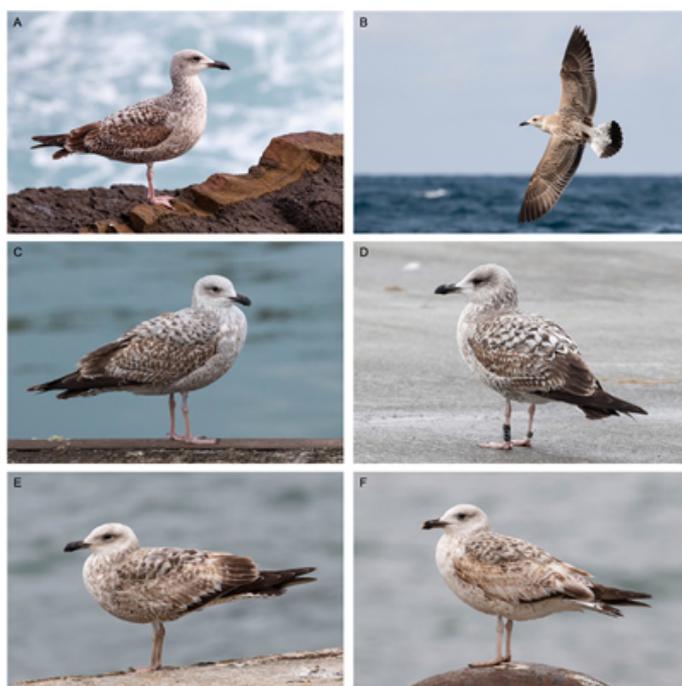


Figura 2. Ejemplares con plumajes de primer invierno/verano. A – Ondarroa (Bizkaia), noviembre. B – Salida pelágica en el Cantábrico, Bizkaia, agosto. En este ejemplar se han mudado aún un número reducido de plumas tanto del manto como escapulares. C – Pasaia (Gipuzkoa), enero. D – Ejemplar GBCJ, anillado en el puerto de Pasaia (Gipuzkoa) en diciembre de 2021 (edad EURING 3) y avistado en el mismo lugar en enero de 2021. E – Pasaia (Gipuzkoa), marzo. F – Pasaia (Gipuzkoa), marzo; nótese en este caso el gran desgaste del plumaje. (©) J. Arizaga.

Plumaje de segundo invierno/verano

Se adquiere (Figura 3) tras la muda completa que tiene lugar desde primavera hasta verano del segundo año de vida. Plumaje similar al de primer invierno, pero con un número variable de plumas grises en zona dorsal (manto) y cobertoras alares. Desaparece el patrón juvenil típico en cobertoras alares y los extremos de las primarias más externas toman forma redondeada en lugar de apuntada. Paulatinamente el iris se aclara (se vuelve amarillo) y el pico va adquiriendo, también, tonalidades más amarillas, tanto en la punta como en la base. El plumaje de segundo verano es el resultado del desgaste del invierno precedente, por el cual cabeza y cuerpo se 'blanquean'. Patas claras, rosáceas, no amarillas.



Figura 3. Ejemplares con plumajes de segundo invierno/verano. A – Ejemplar en muda activa, en junio del segundo año de vida, en periodo de transición (muda) de plumaje de primer verano a plumaje de segundo invierno. Donostia (Gipuzkoa). B – Pasaia (Gipuzkoa), agosto. C – Salida pelágica en el Cantábrico, Bizkaia, septiembre. D – Ejemplar GAYT, anillado en Pasaia (Gipuzkoa) en noviembre de 2020, en su primer invierno (edad EURING 3) y observado en este mismo lugar en octubre de 2021, ya con un plumaje de segundo invierno. E - Pasaia (Gipuzkoa), febrero. F – Ejemplar GAKZ, anillado en Pasaia (Gipuzkoa) en noviembre de 2019, en su primer invierno (edad EURING 3) y observado en este mismo lugar en abril de 2021, con un plumaje de segundo invierno/verano. G – Ejemplar 5F8G, anillado como pollo en junio de 2012 en una de las colonias de Gipuzkoa y avistado en mayo de 2014 en la colonia, con plumaje de segundo verano. H – Pasaia (Gipuzkoa), mayo. (©) J. Arizaga.

Plumaje de tercer invierno/verano

Se adquiere tras la muda completa que tiene lugar desde primavera hasta verano del tercer año de vida (Figura 4). En general es un plumaje más similar al de un adulto, que no obstante aún mantiene rasgos de inmadurez por la presencia de plumas marrones en cobertoras alares, marcas negras en la cola (que aún no es totalmente blanca) y en el pico (que no es del todo amarillo). Además, el patrón de coloración de la punta del ala aún no es como en adultos. Patas amarillas, generalmente más pálidas que en adultos.



Figura 4. Ejemplares con plumajes de tercer invierno/verano. A – Ejemplar GAKZ, avistado en Donostia (Gipuzkoa), en agosto de 2021, en periodo de transición (muda) de plumaje de segundo verano a tercer invierno. B – Ejemplar GAMA, avistado en Pasaia (Gipuzkoa), octubre, en su tercer invierno. C – Ejemplar GATK, anillado en Pasaia (Gipuzkoa) en diciembre de 2019 en su primer invierno (edad EURING 3) y avistado en Pasaia (Gipuzkoa) en noviembre de 2021 (3 años de vida). Nótese que hay individuos, como éste, que ya en su tercer invierno adquieren plumajes similares al de un adulto, sin atisbo de plumas marrones en cobertoras. D – Pasaia (Gipuzkoa), febrero. E – Ejemplar 4W4G, anillado como pollo en junio de 2018 en una de las colonias de Gipuzkoa y avistado en Pasaia (Gipuzkoa) en marzo de 2021, en su tercer invierno/verano (4 años de vida). F – Ejemplar GAKZ, avistado en Donostia (Gipuzkoa) en agosto de 2022 (esto es, un año después que la foto A), en periodo de transición (muda) al plumaje de adulto. En este caso los rasgos de inmadurez que aún quedan son del plumaje que desarrolló en la muda anterior (verano de 2021) por la que adquirió el plumaje de tercer invierno. (©) J. Arizaga.

Plumaje adulto

Se adquiere en la muda completa del cuarto año de vida. Cuerpo y cola blanco y alas grises en su cara dorsal, con las puntas negras. En invierno, cabeza barreada. Punta del ala de color negro, con un patrón de manchas blancas terminales y/o subterminales (a esta última se le denomina espejo) identificativos. Este patrón no varía entre sexos y existe, además, gran solapamiento según zonas de origen (especialmente Mediterráneo y Atlántico ibérico) (Pons et al., 2004; Arizaga et al., 2008). Las gaviotas de Azores sí muestran un patrón diferente, con más negro y menos blanco (Adriaens et al., 2020), pero por no ser aves nidificantes en España no se detallarán en este documento. En términos globales, las patiamarillas que se reproducen en España muestran (para más detalles ver, también, Figura 5): (1) en P10 (numerada descendentemente; esto es, primaria más externa), existe un espejo blanco, así como una mancha blanca terminal que en unas pocas aves (se estima un 1% para gaviotas de Cataluña) (Adriaens et al., 2020) se une al espejo dando lugar a una punta del ala totalmente blanca; la lengua gris de la zona basal de la pluma se mete en el negro hasta aprox. $1/3$ a $1/2$ de la longitud del negro; (2) en P9, existe un espejo blanco, de tamaño variable, que ocupa una o las dos hemibanderas, si bien está

ausente en algunos individuos (ca. hasta un 26%) (Adriaens et al., 2020); (3) en P8, el negro no llega hasta cobertoras primarias, ya que existe lengua gris en hemibandera externa; (4) en P4, no suele haber banda negra subterminal como se observa en P5 (sólo un 24-38% la muestran; en Canarias alcanza incluso el 50%) (Adriaens et al., 2020).



Figura 5. Adultos con patrón típico, fotografiados en época de cría en una colonia del País Vasco. (©) J. Arizaga.

Tamaño

En cuanto a morfología, existe dimorfismo sexual, siendo los machos más grandes que las hembras (Arizaga et al., 2008; Galarza et al., 2008; Aguirre et al., 2009) (Tabla 1). La morfología del pico así como el patrón de coloración del ala, no obstante, no parece variar entre sexos (Arizaga et al., 2008).

Tabla 1. Morfología de la gaviota patiamarilla en España, según sexos. Las zonas donde el sexo no se ha diferenciado se excluyen de esta Tabla. Variables en mm. Junto al valor medio se muestra el rango. Abreviaturas: AL, longitud alar (cuerda máxima); CO, longitud de la cola; TA, tarso; CP, cráneo+pico; PA, alto del pico; PC, longitud corta de pico; PL; longitud larga de pico; NA, distancia desde la punta del pico hasta el borde anterior de la narina (Figura 6). (*). Medido sobre pieles de museo. Muestras juntas de Canarias, Madeira y Azores.

	Islas Medas (Cataluña)		Izaro (Euskadi)		Chafarinas		Macaronesia (*)	
	(Bosch, 1996b)		(Galarza et al., 2008)		(Aguirre et al., 2009)		(Olsen y Larson, 2004)	
	♀	♀	♀	♀	♂	♂	♂	♂
	N = 77	N = 104	N = 36	N = 31	N = 43	N = 23		
AL	434.2 (410-454)	458.6 (434-561)	417.4 (399-438)	440.0 (423-458)	439.5	458.3	421.3 (408-445)	439.6 (426-453)
CO	168.8 (158-180)	178.6 (168-190)	166.9 (151-192)	178.9 (160-211)				
TA	65.1 (58-69)	71.0 (66-76)	68.9 (64-74)	74.2 (55-81)	66.3	69.0	61.4 (57-64)	65.5 (61-69)
CP	119.0 (112-124)	130.1 (124-137)	115.5 (110-124)	128.6 (119-136)	118.9	123.3		
PA	17.1 (16-18)	19.0 (17-20)	17.6 (16-19)	20.1 (18-22)	28.3	28.1	17.4 (16-19)	19.1 (17-21)
PC	53.3 (50-59)	59.9 (52-70)	51.9 (40-56)	58.6 (53-62)				
PL	83.3 (77-89)	91.4 (83-98)	72.6 (67-79)	79.9 (75-85)	77.6	80.2		
NA	23.7 (21-26)	26.2 (24-30)	22.0 (19-25)	23.8 (20-28)	30.0	33.2		

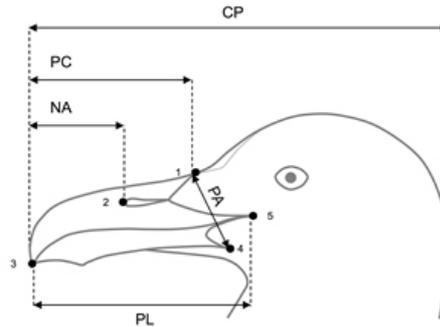


Figura 6. Esquema que ilustra las medidas típicas de la cabeza y pico.

Masa corporal

Las hembras pesan entre 670 y 1110 g (con medias por debajo de 1000 g), mientras que los machos alcanzan pesos de entre 830 y 1420 g (con medias que superan los 1000 g en el Mediterráneo (Tabla 2).

Tabla 2. Masa corporal de la gaviota patiamarilla en España, según sexos. Las zonas donde el sexo no se ha diferenciado se excluyen de esta Tabla. Junto al valor medio se muestra el rango.

Zona	Sexo	Masa corporal (g)	Fuente
Islas Medas (Cataluña)	♀	966,4 (830-1110)	(Bosch, 1996b)
	♂	1157,0 (940-1420)	
Izaro (Euskadi)	♀	803,0 (670-940)	(Galarza et al., 2008)
	♂	983,8 (850-1150)	
Chafarinas	♀	914,9	(Aguirre et al., 2009)
	♂	1091,2	

Variación geográfica

Existe variación geográfica. Morfológicamente, los ejemplares del Mediterráneo son más grandes que los del Cantábrico (algunos machos grandes pueden aproximarse al tamaño de una hembra de gavión atlántico *L. marinus*) y a su vez éstos son algo mayores que los de Macaronesia (Adriaens et al., 2020) (Tabla 1).

Por otro lado, las patiamarillas macaronésicas son en promedio de un gris más oscuro que las ibéricas y mediterráneas y, dentro de las de Macaronesia, las de Azores son mucho más oscuras que las de Madeira y Canarias (Adriaens et al., 2020).

La Gaviota patiamarilla podría constituirse en un mínimo de tres subespecies bien diferenciadas (Olsen y Larson, 2004): *L. m. michahellis*, presente en todo el Mediterráneo así como en las colonias que crían en el interior de Europa; *L. m. lusitanicus*, que cria en el Cantábrico y llegaría hasta la mitad o el sur de Portugal, incluso el Estrecho de Gibraltar (la zona de contacto *michahellis-lusitanicus* no ha sido aún establecida con claridad); *L. m. atlantis*, que criaría en Macaronesia así como las costas del noroeste de África, si bien existe controversia sobre su rango de distribución. Así, hay autores que consideran que esta subespecie sólo aparece en Azores (Dubois, 2001; Yésou, 2002; Olsen, 2018), en toda Macaronesia (Cramp y Simmons, 1983; Olsen y Larson, 2004; Howell y Dunn, 2007), o que incluso alcanza las costas del noroeste de África (Collinson et al., 2008b). Estudios genéticos de carácter preliminar apoyan este último escenario (Arizaga, 2018), pero es tema que, como ya se ha mencionado, requiere revisión. Recientes estudios sugieren, nuevamente, que las gaviotas de Azores son muy diferentes al resto lo cual, posiblemente, pueda tener su correspondencia taxonómica (Adriaens et al., 2020).

Muda

En cuanto a la muda, las gaviotas son aves que realizan una muda completa al año, que comienza al final de la época de cría y se extiende hasta varios meses después, completándose al final del otoño o comienzos de invierno en las especies más grandes (Olsen y Larson, 2004). En individuos de primer año la muda es parcial en vez de completa (Olsen y Larson, 2004). Adicionalmente, existe otra muda parcial a finales de invierno (Olsen y Larson, 2004). En adultos, la muda completa se inicia en abril-junio (las poblaciones del Mediterráneo mudan antes que las del Cantábrico), con la caída de P1 (i.e., primaria más interna), a la que le siguen, sucesivamente, el resto de primarias (P10 se muda de septiembre a noviembre). La muda del resto del plumaje sucede durante este periodo, de tal modo que la duración de la muda completa se mide por el tiempo en que tardan en mudarse las primarias. La muda de cola y secundarias se produce en agosto/septiembre y puede durar hasta octubre. Es en esta muda completa cuando la cabeza cambia de coloración, de blanco al típico estriado oscuro sobre fondo blanco presente en invierno. La muda parcial de adultos, por la que se reemplazan solo plumas de la cabeza (cambio a blanco) y cuerpo, se produce desde octubre/noviembre a marzo. En subadultos, la muda completa suele comenzar antes que en los adultos y, a menudo, continua la muda parcial de finales de invierno (Olsen y Larson, 2004). En juveniles, la muda parcial se produce a partir de julio y hasta octubre; abarca algunas plumas del cuerpo, cabeza y cobertoras alares, pudiendo llegar a terciarias. Amplia variabilidad individual (Arizaga et al., 2019), esta muda tiende a extenderse más en las gaviotas de origen mediterráneo (G. Martín, com. pers.). Para noviembre, en el Cantábrico ya no se observan individuos con plumaje totalmente juvenil (Arizaga et al., 2019).

Hábitat

Nidifica en hábitats próximos al agua, tanto en la costa como en el interior, como acantilados, playas, islas, islotes, salinas, marismas, embalses o lagunas; también en tejados de núcleos urbanos y pabellones (Bermejo y Mouriño, 2003). En Canarias, a menudo en campos de lava sin o con muy poca vegetación (Rodríguez et al., 2003).

Tamaño de población

El último censo en época reproductora para la especie en España se realizó durante el periodo 2007-2009 (Molina, 2009). Entonces, la población se estimó en unas 123.900-126.500 parejas. El tamaño real podría alcanzar la cifra de 130.000 parejas, a las que habría que añadir las 10.000 parejas de Gibraltar en 2002 (Cortés et al., 2005). En 2002, la población de Portugal se estimó en 16.000 parejas (Catry, 2008). Un 36% de la población de España se localizaba en Galicia y otro 30% en Cataluña y Baleares (Molina, 2009). En Euskadi, durante un periodo de tres décadas (1980-2000) la población había aumentado en torno a un 150% (Arizaga et al., 2009a). En La Palma (Canarias), para un periodo similar el aumento se estimó en casi un 230% (Ramos, 2003). Desde entonces, la abundancia de la especie se ha reducido en varias regiones de España, en buen modo debido al cierre de vertederos (Steigerwald et al., 2015). Así, a mediados de la década de 2010 se detectó en la población de Bizkaia (costa vasca) un declive cercano al 50% respecto al censo de 2007 (Galarza, 2015), fenómeno asociado al cierre de vertederos en la región. Nuevos censos llevados a cabo en 2021 confirman esta tendencia a la baja, con un descenso de un 68% para el conjunto de la costa vasca durante el periodo 2000-2021, pero que en el caso de Bizkaia es de un 82%, mientras que en Gipuzkoa se estima en un 6% (Arizaga et al., 2022). En paralelo, la población de Galicia se ha reducido en torno al 30% en la última década (2010-2019) (fuente: Sociedade Galega de Ornitología). En Baleares, un censo de 2015 reveló un descenso de un 47% respecto a 1992 (Mas et al., 2015), que en el caso de Dragonera alcanzó el 74% (Payo-Payo et al., 2015). En Cataluña también se observa un declive, estimado en un 18% durante el periodo 2002-2020 (Franch et al., 2021). Así pues, es muy posible que el tamaño actual de la población de la especie en España haya disminuido, al menos en determinadas regiones.

En invierno, el último censo aporta un total de 230.000 individuos (Molina, 2009). No obstante, este censo data ya de 2009 y, dado el declive general de la especie en España, documentado en particular durante la última década, es muy posible que en la actualidad la población esté por debajo del umbral de 200.000 individuos.

Estatus de conservación

Categoría global UICN (2019): Preocupación Menor (LC) (BirdLife International, 2019).

Categoría para España UICN (2022): Casi Amenazada (NT) (Arcos et al., 2022).

Es una de las gaviotas más abundantes de Europa, con una tendencia al alza (Staneva y Burfield, 2017), cuyo buen estado poblacional se debe, principalmente, a la capacidad de la especie para explotar recursos tróficos de origen humano, como vertederos y descartes pesqueros (Moreno et al., 2009; Ramos et al., 2009; Arizaga et al., 2013). También es una especie que se ha adaptado bien al medio urbano (Méndez et al., 2020a; Ramírez et al., 2020). Son posiblemente los vertederos los que más han contribuido al crecimiento de su población en España, tanto a nivel peninsular como en Baleares y Canarias. No obstante, el actual declive la ha llevado recientemente a ser evaluada como 'Casi Amenazada' (Arcos et al., 2022), ya que el descenso supera en varias regiones el umbral de un 30% en tres generaciones o 10 años (requisito para catalogar la especie como 'Vulnerable'), aunque por no ser generalizado, ocurrir en un periodo de tiempo corto y darse la circunstancia de que la población estaría volviendo a un escenario de 'normalidad' asociado al descenso de recursos tróficos de origen artificial, la especie se cataloga como 'Casi Amenazada' (Arcos et al., 2022).

Factores de amenaza

Hasta bien entrado el S. XXI, la población de gaviota patiamarilla aumentó de manera generalizada en toda España (Galarza y Díaz, 2000; Álvarez, 2008; Arizaga et al., 2009a; Molina, 2009; Cuenca y Delgado, 2014). Por ello, y debido al efecto sobre otras especies tanto de fauna como flora (Oro y Martínez-Abraín, 2007), se llevaron a cabo varios programas de descaste, especialmente en la zona mediterránea. Además, en muchas otras zonas, particularmente en vertederos, pabellones, medios urbanos y puertos, se vienen usando medios diversos para ahuyentar gaviotas (e.g., Fernández-García et al., 2015). Actualmente, el cierre de vertederos a cielo abierto puede generar un descenso de la población, ya registrado en algunos lugares (Galarza, 2015). No obstante, se trataría de un proceso que, en realidad, devolvería a la población a los niveles que, teóricamente, deberíamos hallar en condiciones 'naturales'. De registrarse, este descenso no sería, en consecuencia, alarmante (Oro y Martínez-Abraín, 2007).

Véase el apartado de Ecotoxicología en Ecología trófica.

Medidas de conservación

Se recomienda evitar el acceso de la especie a puntos de suministro de recursos tróficos de origen artificial, como vertederos o descartes pesqueros. También se recomienda evitar el desarrollo de medidas de control de plagas (como la destrucción de huevos, descaste de adultos, etc.), particularmente en colonias ubicadas en sustrato natural, más aún si estas colonias están en declive, ya que la efectividad de este tipo de actuaciones es cuestionable y puede dar lugar a efectos colaterales indeseados, como un incremento de la dispersión y el movimiento de colonias hacia nuevas zonas de cría, incluidos núcleos urbanos.

Distribución geográfica

La Gaviota patiamarilla se distribuye en las penínsulas del sur de Europa, el norte de África y Macaronesia (Olsen y Larson, 2004; Collinson et al., 2008a). Además, ha colonizado partes de Centroeuropa, desde Francia hasta Europa oriental (Geroudet, 1984; Yésou, 1991; Gedeon et al., 2015; Issa y Muller, 2015).

En España, es principalmente un ave marina que se asocia a la costa, tanto de la Península como de Baleares, Canarias y las ciudades del norte de África. Está bien distribuida y su presencia en el interior se concentra, mayoritariamente, en el interior de Cataluña, puntos concretos de los valles del Ebro y Guadalquivir y algunas lagunas de La Mancha (Molina et al., 2022). Debido a aspectos como la fenología de cría y el patrón de dispersión, las colonias que se localizan en el interior de la España peninsular tienen, probablemente, origen mediterráneo (Herrero et al., 2014).

En el atlas de aves reproductoras de España desarrollado durante el periodo 2014-2018 se reporta un aumento de un 40% en el número de celdas UTM de 100 km² respecto al atlas de 1998-2002 (Molina et

al., 2022). Este aparente incremento, no obstante, se atribuye a sesgos metodológicos, de tal forma que el número de celdas en las que la reproducción está consolidada no habría cambiado entre ambos atlas, aunque sí habría aparecido nuevos puntos, posiblemente con una presencia más marginal, bien como reproductora o como estival (Molina et al., 2022). Así, no parece que durante los últimos años haya habido un cambio sustancial en el área de distribución, posiblemente porque la distribución registrada en la década de 2000 ya mostraba el área máxima de expansión histórica de la especie (Molina et al., 2022).

Su distribución en España en el periodo no reproductor no difiere sustancialmente de la época de reproducción, en gran modo debido al sedentarismo de buena parte de la población (Munilla, 1997a; Arizaga et al., 2010; Galarza et al., 2012). Sí que existe, no obstante, un trasvase relevante de individuos, sobre todo jóvenes, desde la costa del Mediterráneo hacia el Cantábrico, lo cual se ha atribuido a la escasa productividad del primero durante el invierno (Martínez-Abrain et al., 2002; Galarza et al., 2012). Así, en invierno la especie ocupa principalmente zonas litorales. En el interior puede encontrarse sobre todo en el valle del Guadalquivir así como en el noreste de Cataluña. En Canarias aparece con más frecuencia en las islas más orientales (Fuerteventura y Lanzarote) (Cama y Arcos, 2012).

Voz

La voz de alarma es un 'kaiúu', repetido y sonoro. En ansiedad, un 'gag-ag-ag' distintivo. El reclamo es un largo 'auu... kaiaa-kaia-kaia-kaia- kaia-kaia-kaia-kaia... kaiiau' sonoro, profundo, más nasal que en la gaviota argétea (Svensson et al., 2009). La voz de la especie se ha estudiado en detalle por Teyssèdre (1983; 1984). Esta autora halló diferencias entre las gaviotas del Cantábrico y las del Mediterráneo en el reclamo, de tal modo que en las del Cantábrico se parece más al de las gaviotas argéteas (es más claro así como menos nasal). Un análisis reciente sobre la población de Azores concluyó la ausencia de diferencias claras respecto a otras zonas (Adriaens et al., 2020) pero, en este contexto, sí se apunta la existencia de cierta variabilidad y, desde luego, en este contexto la población de Canarias es una de las más desconocidas.

Existen multitud de grabaciones de todos los tipos de voz que la especie emite gracias a la página de XenoCanto. A continuación se seleccionan algunas grabaciones:

- Reclamo de petición de alimento y reclamo de llamada, prolongado ('long call'). Ejemplar juvenil. M. Przymencki, Portugal. Archivo [XC777981](#).
- Reclamo corto y largo. Ejemplar subadulto. J. Ramil, España. Archivo [XC741100](#).
- Reclamos en vuelo. Adulto. N. Conceição, Portugal. Archivo [XC734285](#).
- Reclamo de alarma. C. Mroczko, Francia. Archivo [XC598876](#).

Movimientos

Poblaciones de comportamiento migrador variable, según zonas. La población atlántica, tanto la peninsular (*L. m. lusitanius*) como la macaronésica (*L. m. atlantis*), es sedentaria. Por el contrario, las gaviotas del Mediterráneo son migradoras parciales.

En el caso de las gaviotas del Cantábrico, un primer trabajo basado en el análisis de recuperaciones de aves anilladas mediante anilla metálica ya mostró que las gaviotas atlánticas ibéricas son sedentarias y que hay un flujo bajo entre colonias (Munilla, 1997a). Posteriormente, estudios llevados a cabo en la costa vasca confirman estos patrones. Más de un 95% de los ejemplares que se marcan como pollos en Gipuzkoa no sale del área cantábrica y el 70% de ellos no se desplaza más de 50 km de las colonias de origen (Arizaga et al., 2010). Este patrón se repite en aves de más edad (Egunez et al., 2017). Excepcionalmente, hay individuos que alcanzan las costas gallegas y Portugal, el Mediterráneo ibérico o el centro de España (Arizaga et al., 2009b; Arizaga et al., 2010; Herrero et al., 2011). También se ha registrado un caso de un ejemplar que llegó hasta Reino Unido (Arizaga et al., 2015a). El trasiego de ejemplares entre la costa cantábrica y el Mediterráneo parece ser que se da a través del Valle del Ebro (Arizaga et al., 2015a), corredor también utilizado por las gaviotas del Mediterráneo que se mueven al Cantábrico (G. Tavecchia, com. per.). El vínculo a la colonia de origen es tal en las gaviotas del Cantábrico que, al menos en la costa vasca, la tasa de reclutamiento se aproxima al 100%, esto es, el flujo entre colonias es mínimo, incluso si éstas están a pocos kilómetros unas de otras (Delgado et al.,

2021a). No parece haber diferencias entre sexos en cuanto a distancia de dispersión (Delgado et al., 2020a).

La población de Macaronesia es sedentaria (Olsen y Larson, 2004). Un estudio llevado a cabo en Madeira, mediante aves marcadas con GPS, mostró no sólo que esta población era residente, sino que, además, dependía mayoritariamente de recursos de origen terrestre (Romero et al., 2019). Los movimientos de las gaviotas del archipiélago canario sin embargo apenas se conocen. Está por ver, en consecuencia, hasta qué punto estas aves tienen un comportamiento y uso del territorio comparable al observado en Madeira. El escaso flujo genético entre las poblaciones del área macaronésica es compatible con una estrategia sedentaria, si bien también con poblaciones migratorias con una alta tasa de fidelidad al área de origen (esto es, con una escasa dispersión natal/reproductiva). El primer proyecto de marcaje se realizó en la isla de Gran Canaria, durante el periodo 2010-2017. Los resultados muestran que la mayoría de las observaciones de aves marcadas como pollos se dan en la propia isla, si bien existe cierta dispersión hacia otras islas del archipiélago así como a las costas del noroeste de África (las localizaciones más meridionales se producen en Dakhla, a unos 500 km al sur de Gran Canaria) (Remírez et al., 2023). El movimiento de aves de Canarias hacia la costa africana se observa, también, en algunas aves marinas que se benefician de la abundancia de recursos tróficos asociados al afloramiento de nutrientes a lo largo de esta costa (Ramos et al., 2013).

A diferencia de las poblaciones del Atlántico/Cantábrico, las gaviotas del Mediterráneo sí migran. Esta migración es, en realidad, parcial, pues sólo afecta a un porcentaje de la población (Martínez-Abraín et al., 2002; Rodríguez y Muntaner, 2004; Galarza et al., 2012). El hábito migratorio varía tanto entre individuos como clases de edad. Así, la proporción de individuos que migran se reduce con la edad; además, el tiempo de estancia en el área de invernada también disminuye conforme las aves son más maduras (Galarza et al., 2012). En el Cantábrico oriental, el periodo de estancia de aves adultas dura un máximo de 6 meses, entre julio y diciembre, mientras que en el caso de aves de primer año hay individuos que permanecen en el área cantábrica todo el año (Galarza et al., 2012). El factor último causante de esta migración es la mayor disponibilidad de recursos tróficos en la zona cantábrica durante el periodo no reproductor. Las aves mediterráneas se mueven, principalmente, por las costas del mediterráneo occidental y el Cantábrico, llegando a Portugal (Martínez-Abraín et al., 2002; Tirado, 2006; Galarza et al., 2012). Parece ser que las gaviotas que crían en el interior de España, como es el caso del Valle del Ebro, tienen origen mediterráneo y, en consecuencia, muestran un patrón de movimientos típico de las gaviotas del Mediterráneo (Herrero et al., 2014).

Ecología trófica

Especie oportunista, que se alimenta preferentemente de presas de origen animal, tanto vivas como restos y carroñas (Cramp y Simmons, 1983); también consume materia vegetal (Jorge et al., 2000). La dieta varía mucho entre regiones (Ramos et al., 2006; Moreno et al., 2009) e, incluso, entre colonias cercanas (Arizaga et al., 2013; Zorrozuza et al., 2020d) y está muy condicionada por la distancia a recursos tróficos clave, tales como vertederos o puertos (Egunez et al., 2017; Zorrozuza et al., 2020d). La distancia a recursos tróficos clave es, así, fundamental a la hora de explicar las fuentes que componen el grueso de la dieta en las colonias así como, posiblemente, el efecto de este tipo de fuentes en la dinámica de las colonias (Zorrozuza et al., 2020d). Igualmente, la dieta también varía rápidamente si la disponibilidad de estos recursos clave cambia (Ceia et al., 2014; Zorrozuza et al., 2020a), lo cual también se observa en otras especies de gaviotas (Tyson et al., 2015). Es habitual hallar variaciones intra- e inter-anales (Arizaga et al., 2013; Ceia et al., 2014; Zorrozuza et al., 2020a). Incluso cambios de un día al otro, como los relacionados con la actividad de las pesquerías así como por la meteorología generan cambios en la dieta (Cama et al., 2012; Zorrozuza et al., 2020c). En conjunto, las variaciones que se observan en la dieta de la especie se explican muy bien por la variabilidad temporal de la disponibilidad de diferentes recursos tróficos.

A pesar de la plasticidad de la especie a la hora de explotar diferentes recursos tróficos, se registra consistencia individual en su ecología trófica; esto es, que existe una tendencia a la especialización en cierto tipo de presas/recursos a escala de individuo (Oro et al., 2005; Ceia et al., 2014).

En el amplio espectro de presas consumidas hallamos: crustáceos de carácter pelágico como *Polybius* sp. (Munilla, 1997b), invertebrados (moluscos, crustáceos, etc.) de rasa intermareal (Jorge et al., 2000), invertebrados terrestres (lombrices, babosas, larvas de dípteros, etc.) (Zorrozuza et al., 2020a), peces (pescados por las mismas aves o capturados de los descartes que generan los barcos, incluidos restos en puertos) (Ramos et al., 2006; Arizaga et al., 2011; Guillaud et al., 2018), reptiles (Piorno et al., 2016),

aves (huevos, pollos o adultos) (Oro et al., 2005), restos de vertedero (restos de pollo, cerdo o vacuno y en general materia orgánica depositada como residuos sólidos urbanos) (Moreno et al., 2009; Ramos et al., 2009; Navarro et al., 2016; Arizaga et al., 2018), restos de comida de origen humano procedente de núcleos urbanos y playas o presas de origen urbano, como palomas, loros o ratas (Vincent y Guiguen, 1989; Canestrelli y Fraticelli, 2016; Méndez et al., 2020b) (Figura 7).



Figura 7. Una imagen muy habitual del verano en muchas playas de España. Gaviotas Patiamarillas alimentándose de restos de comida abandonados. (©) J. Arizaga.

Ecotoxicología

Dada su relación con el ser humano, a través de la explotación de recursos como vertederos, la especie se ha propuesto como modelo para estudios de ecotoxicología (Parolini et al., 2017). Así, el análisis de la concentración de contaminantes orgánicos persistentes (*persistent organic pollutants*, POP) y trazas de metales/metaloideos muestra que las colonias más urbanas tienen valores más altos de todos estos componentes, lo cual podría causar efectos tóxicos en las gaviotas que explotan las áreas más antropizadas (Viñas et al., 2020). Otros estudios, además, demuestran que incluso las colonias situadas en entornos 'prístinos' pueden tener valores altos de micronutrientes (Cu, Zn, Se, Co, Mo, Ni) y metales pesados o metaloideos de carácter tóxico (Cr, Cd, Hg, Pb, As, Ag) (De La Peña-Lastra et al., 2019). La concentración de este tipo de elementos es mayor en excrementos y egagrópilas, en comparación con plumas y huevos. Además, se demuestra que existe correlación entre estos valores y las concentraciones que se hayan en el suelo y aguas continentales próximas (De La Peña-Lastra et al., 2019). En un estudio llevado a cabo en varias de las colonias del Cantábrico oriental se vio que la concentración de mercurio en plumas de pollos era muy alta, más aún cuanto más lo era la dependencia por recursos de origen marino (Zorrozueta et al., 2020e).

La alimentación en vertederos podría suponer cierta amenaza en lo relativo a la exposición a bacterias patógenas (Ramos et al., 2010). Asimismo, se detectan niveles elevados de metales pesados como el mercurio, más aún cuanto más piscívora es la dieta (Zorrozueta et al., 2020e). La presencia de mercurio es un fenómeno bien conocido en poblaciones de otras especies de gaviotas ibéricas (Sanpera et al., 2007; García-Tarrasón et al., 2013). Recientes estudios muestran que las gaviotas que se alimentan preferentes de presas de origen marino tienen una exposición muy alta a compuestos como cierto tipo de bifenilos (no-PCBs -*Polychlorinated Biphenyls*), mientras que las que se alimentan en vertederos tienden a niveles más altos de cierto tipo de furanos, dioxinas y éteres (para más detalles ver Roscales et al., 2016), en todo caso todos ellos compuestos muy tóxicos que, además, son persistentes.

El plástico podría llegar a causar un problema para la especie aunque todavía es un fenómeno poco estudiado. El plástico es causa de mortalidad o morbilidad bien porque es ingerido (Lindborg et al., 2012) o porque se engancha en diferentes partes del cuerpo, lo cual puede derivar tanto en ahogamientos como en lesiones y cortes que pueden acabar gangrenados o infectados y causar, en última instancia, mortalidad. El aporte de plástico y otro tipo de residuos (tales como telas, cuerdas, etc.) al nido puede también crear mortalidad en pollos de aves marinas (Moore et al., 2009; Votier et al., 2011). En gaviotas, las colonias que se sitúan en la proximidad de núcleos urbanos y/o que consumen más alimento procedente de vertederos muestran una más alta proporción de plástico en nidos (Witteveen et al., 2017). En España, la presencia de plástico en nidos de gaviota patiamarilla todavía ha sido poco investigada. En dos colonias del Cantábrico, la presencia de plástico fue marginal (Delgado et al., 2020b).

Un estudio llevado a cabo tras la marea negra del 'Prestige' demostró la presencia de niveles tóxicos de carácter subletal en adultos, provocados por hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (Alonso-Alvarez et al., 2007a). Experimentos llevados a cabo posteriormente demostraron que este tipo de hidrocarburos genera una reducción del nivel de glucosa, fósforo inorgánico y creatina en plasma (Alonso-Alvarez et al., 2007b). Además, la ingestión de este tipo de hidrocarburos parece que inhibe en hembras la actividad de la γ -glutamyl transferasa, una enzima que activa el metabolismo del hígado con el objeto de hacer frente a las demandas que se generan durante la producción de huevos (Alonso-Alvarez et al., 2007b). Así, al margen de la mortalidad directa, las mareas negras pueden causar, también, efectos subletales en el corto y medio plazo, con consecuencias aún poco conocidas en la dinámica poblacional. El análisis de la concentración de HAP en gaviotas es útil, además, como bioindicador para determinar la polución en el ambiente marino (Pérez et al., 2008b). Si se ha demostrado que el contacto con hidrocarburos aumenta los niveles de una enzima que indica daño hepático, y que la concentración de esta enzima se relaciona, negativamente, con el tamaño de la mancha gonial, que sabemos que ejerce un papel clave en la selección sexual y en el desarrollo de la descendencia (Pérez et al., 2010a; Pérez et al., 2010b).

Conexiones tróficas en el ecosistema: ciclo de nutrientes

Otro aspecto de interés asociado a la ecología trófica es el impacto de las colonias más numerosas sobre el ciclo de elementos como el nitrógeno (N) y fósforo (P), así como en la acumulación de micronutrientes (Cu, Zn, Se, Co, Mo, Ni) y tóxicos (Cr, Cd, Hg, Pb, As, Ag). Estudios llevados a cabo en colonias gallegas muestran concentraciones elevadas de N y P tanto en el suelo como en aguas de escorrentía próximas, lo cual puede tener un efecto negativo sobre las aguas costeras y continentales cercanas (a través de procesos de eutrofización) (Otero et al., 2015; Otero et al., 2018). Además, esta alta concentración de nutrientes favorece la presencia de especies de vegetación ruderal exótica, en detrimento de plantas nativas amenazadas propias de suelos más pobres, como el brezal atlántico (De La Peña-Lastra et al., 2021b). Estos efectos, además, se conservan a largo plazo, de tal modo que las colonias de gaviotas transforman la vegetación y el suelo allí donde se establecen, dando lugar a nuevos hábitats a nivel local (De La Peña-Lastra et al., 2021a). La presencia de micronutrientes y elementos tóxicos alcanza máximos en excrementos y egagrópilas, en comparación con plumas y huevos (De La Peña-Lastra et al., 2019). La concentración en el suelo de estos elementos es consistente, además, en las colonias que llevan más tiempo establecidas; también se eleva en aguas continentales próximas a las colonias (De La Peña-Lastra et al., 2019).

Biología de la reproducción

Ave colonial y monógama. La edad a la que se produce la primera reproducción se sitúa probablemente entre los 4 y 5 años (Cramp y Simmons, 1983). La ocupación de las colonias por los adultos puede suceder tanto simultáneamente, por los dos miembros de la pareja, como por uno de ellos (Cramp y Simmons, 1983). Esto sucede generalmente varios meses antes de la puesta.

El periodo reproductor varía entre poblaciones. En términos globales, la reproducción en el Mediterráneo y Canarias sucede un mes antes que en el Atlántico ibérico (incluido el Cantábrico). Así, la puesta en el Mediterráneo y en Canarias sucede en la última quincena de marzo o la primera de abril (Bosch y Sol, 1998), mientras que en el Cantábrico es durante la segunda quincena de abril o incluso la primera de mayo (Mínguez, 1988; Galarza, 2008; Arizaga et al., 2012). El periodo de incubación es de unos 25 días y los pollos vuelan a la edad de unos 45 días tras la eclosión (Cramp y Simmons, 1983). Los pollos en el Cantábrico vuelan, en consecuencia, durante la segunda quincena de junio y sobre todo durante la primera de julio, aproximadamente un mes después que en las colonias del Mediterráneo, el interior peninsular o Canarias. Esta diferencia hace que en julio coincidan en el Cantábrico pollos (juveniles) locales recién salidos de las colonias con aves de primer año que proceden del Mediterráneo (Martínez-Abraín et al., 2002; Galarza et al., 2012) y que ya han comenzado su muda parcial (A. Aldalur, com. pers.).

La densidad de nidos varía normalmente entre zonas con/sin vegetación y, también, con mayor o menor pendiente. Así, las zonas con más pendiente y las que tienen más vegetación suelen mostrar densidades menores (Bosch et al., 1994). En general el hábitat no parece tener un efecto significativo en la reproducción a nivel de micro-escala, aunque en determinadas colonias sí parece que los nidos que están en zonas con vegetación más densa tienen mayor a nivel reproductivo (Bosch y Sol, 1998; Kim y Monaghan, 2005; Delgado et al., 2021c).

Nido básico, construido con materia vegetal de carácter herbáceo, directamente en sustrato duro (roca) o blando, en cuyo último caso los adultos horadan una leve depresión (Cramp y Simmons, 1983) (Figura 8). La presencia de plástico u otro tipo de materiales artificiales (como textiles) en nidos no ocurre cuando las colonias disponen de suficiente vegetación herbácea (Delgado et al., 2020b), pero sí se documentan colonias donde los nidos contienen gran cantidad de trozos de plástico u otro tipo de materiales artificiales (e.g, para Galicia, www.ceida.org), lo cual conlleva graves amenazas ligadas a ingesta (Provencher et al., 2017; Seif et al., 2018; Lopes et al., 2021) o a enganches que pueden acabar en ahogamientos, lesiones o amputaciones (Ryan, 2018).



Figura 8. Gaviota patiamarilla durante el periodo de incubación. En este caso el nido ha sido construido sobre la roca y carece de material de origen artificial. (©) J. Arizaga.

El tamaño de puesta (moda) es de 3 huevos (Cramp y Simmons, 1983); el valor medio en estudios llevados a cabo en España se mueve en un rango de medias de 2,4 a 3,0 huevos por puesta (Mínguez, 1988; Santamaría et al., 1997; Bosch y Sol, 1998; Arizaga et al., 2012) (Figura 9). En una colonia del Cantábrico se estimó un volumen de 72,2 cm³ (desviación estándar: 5,5 cm³) (Delgado et al., 2021c). En Argelia, área de distribución de la subespecie *L. m. michahellis*, en la cual el tamaño corporal es superior al de las poblaciones del Cantábrico, se midió un volumen de 81,3 ± 7,8 cm³ (Baaloudj et al., 2014). Este volumen es similar al hallado en Islas Medas, una colonia del norte del Mediterráneo (Bosch et al., 2000). Se ha descrito, además, que el volumen de los huevos se reduce progresivamente a lo largo de la temporada de cría (Baaloudj et al., 2014).



Figura 9. Nido típico de la especie, con una puesta de tres huevos, en la que uno de ellos ya ha eclosionado. (©) J. Arizaga.

La condición corporal de las hembras influye en el ratio de sexos de la puesta; las hembras con una condición corporal mejor producen un sex ratio sesgado hacia machos, mientras que si las hembras están en peor condición, el sesgo es hacia hembras (Alonso-Álvarez y Velando, 2003), fenómeno asociado al hecho de que criar machos es más demandante desde un punto de vista energético, debido a que estos tienen mayor tamaño.

La tasa de eclosión en España se sitúa entre un 52% (Bosch y Sol, 1998) y un 94% (Delgado et al., 2021c). Tras el nacimiento, en una colonia del Cantábrico se estimó una supervivencia del 65% durante un periodo de 40 días desde la fecha de eclosión (Delgado y Arizaga, 2017). Esta supervivencia, además, está muy influenciada por la fecha de nacimiento, de tal modo que los pollos que nacen más tarde disminuyen significativamente su probabilidad de supervivencia, llegando a bajar hasta un acumulado de

un 15% para este periodo de 40 días en comparación con los pollos que nacen antes (Delgado y Arizaga, 2017).

La productividad, medida como el número de pollos que vuelan por nido, es un parámetro difícil de medir en la especie de estudio, debido al carácter nidífugo de los pollos así como el hecho de que, una vez alcanzan cierta edad, se pueden formar grupos de pollos de varios nidos próximos. Para solventar este problema algunos estudios estiman la productividad a partir del número de pollos que han sobrevivido a la edad de 20 días tras la eclosión (Baaloudj et al., 2014); otros más detallados estiman este parámetro a partir del conteo de pollos en cercados para los que se hace un conteo previo del número de nidos en su interior (Bosch et al., 2000; Arizaga et al., 2012). Esta técnica, no obstante, es difícil de aplicar en las colonias más escarpadas o con topografía muy irregular. La productividad se estima en un rango de 1,2 a 1,6 pollos/pareja (Bosch et al., 2000; Baaloudj et al., 2014). Es, no obstante, un parámetro muy variable que, además, interesa conocer a la hora de elaborar modelos demográficos y evaluar, por ejemplo, el impacto en la especie de la gestión de vertederos u otro tipo de fuentes de recursos tróficos de origen humano (Delgado et al., 2021b).

Son varios los estudios que se han llevado a cabo para determinar el efecto de diversos factores en el desarrollo de pollos de gaviota patiamarilla, principalmente a partir de los trabajos que se realizan en la Universidad de Vigo. La supervivencia de los embriones se asocia, entre otros factores, a la alimentación parental y, además, este factor parece ser más determinante en los pollos macho (Pérez et al., 2006).

Algunos estudios han estimado la función de desarrollo de pollos para un periodo de 40 días desde la fecha de nacimiento y su variación entre sexos (Jordi y Arizaga, 2016). La tasa de crecimiento, no obstante, puede variar mucho entre pollos y está condicionada, entre otros factores, por el estrés oxidativo. Así, la restricción de la ingesta de comida durante las fases más tempranas del desarrollo activa procesos de naturaleza antioxidante que repercuten en una reducción del daño debido a estrés oxidativo, lo cual repercute en el crecimiento (Noguera et al., 2011). Esto pone de manifiesto que las condiciones que rodean a los primeros momentos en el desarrollo pueden modular el fenotipo de un organismo (Noguera et al., 2011). El aporte experimental extra en la dieta de antioxidantes incrementa la longitud de telómeros en pollos en etapas tempranas de su desarrollo, especialmente en los pollos que tienen una alta tasa de crecimiento. Ésta a su vez se asocia a un metabolismo rápido que genera, en consecuencia, alta cantidad de residuos oxidados (esto es, estrés oxidativo). Por tanto, los pollos que son capaces de crecer rápido tienen, posiblemente, una genética que les permite una calidad individual capaz de soportar niveles elevados de estrés oxidativo (Kim y Velando, 2015).

El comportamiento de petición de alimento por los pollos se potencia con el tamaño de la mancha gonial (Velando et al., 2013). La intensidad de este comportamiento, además, aumenta en pollos con madres que ya tienen una mancha grande, lo que sugiere una influencia de la experiencia previa (Velando et al., 2013). Los pollos de gaviotas compiten entre ellos por los recursos y cuidado parental. Generalmente, los individuos que nacen en última posición emiten llamadas más potentes y tienden a ignorar más frecuentemente los avisos de peligro (Díaz-Real et al., 2016). Este comportamiento, no obstante, no está determinado *per se* por el orden de puesta, sino más bien es plástico y se fija a través de la experiencia social: los pollos que eclosionan en última posición dentro de la puesta son más pequeños y adquieren este comportamiento para compensar su desventaja respecto a sus hermanos mayores (Díaz-Real et al., 2016). Los antioxidantes también ejercen un papel clave en la alimentación de los pollos. Más concretamente, experimentos llevados a cabo en la Universidad de Vigo han demostrado que los pollos con niveles más elevados de antioxidantes emiten llamadas más potentes a la hora de demandar comida a los progenitores (Noguera et al., 2010). Asimismo, los pollos con una probabilidad más baja de ganar la pugna por el alimento dentro de la nidada (esto es, las hembras así como los pollos que nacen en última posición y los que tienen una condición corporal peor) emiten llamadas más altas (Sin-Yeon et al., 2011). Esto indica que las llamadas que emiten los pollos son objeto de evolución bajo selección direccional.

La coloración melánica en pollos es variable (número y tamaño de los puntos negros que cubren el plumaje). En una puesta el último huevo depositado tiene generalmente menos antioxidantes así como más andrógenos, si bien esta diferencia no afecta, aparentemente, la coloración melánica. Si se observa, no obstante, que los machos son más negros y que en los pollos nacidos primero el tamaño de la mancha se correlaciona, negativamente, con la claridad del color negro (Díaz-Real et al., 2017). Además, los pollos más claros sufren más estrés metabólico que los pollos más melánicos (Díaz-Real et al., 2017).

Los pollos que se desarrollan con hermanos experimentalmente estresados muestran una secreción más alta de hormonas de estrés (glucocorticoides) (Noguera et al., 2017). En el corto plazo esto es positivo,

pues aumenta la respuesta anti-predatoria, pero en el largo plazo este estrés reduce la tasa de crecimiento y los pollos acaban teniendo un tamaño corporal reducido, acumulan daño celular y desarrollan un plumaje juvenil de calidad baja (Noguera et al., 2017).

Durante el desarrollo, el estrés en pollos modifica su microbiota intestinal. Se reduce la presencia de bacterias potencialmente patógenas, como *Mycoplasma* o *Microvirga*, si bien también la de algunos comensales que pueden ser beneficiosos, como el caso de los Firmicutes (Noguera et al., 2018).

El comportamiento anti-predatorio en pollos es potenciado por las madres vía huevo, según la madre es expuesta o no a depredadores durante el periodo de desarrollo de los huevos (Morales et al., 2018). A través de experimentación, se vio que los pollos de madres expuestas a señuelos de depredadores mostraron respuestas anti-predatorias más fuertes que pollos de madres control. Por otro lado, los pollos son capaces de percibir señales vibratorias de riesgo de depredación de sus hermanos cuando aún están en fase embrionaria (Noguera y Velando, 2019).

La extensión y/o intensidad del color de patas así como la mancha roja gonial en el pico conforman señales sexuales honestas de la calidad del ave, ya que su expresión se asocia a procesos oxidativos. En concreto, los colores más intensos (en las gamas del rojo y amarillo) se obtienen cuando los carotenos que se ingieren a través de la dieta se oxidan. Mantener este tipo de colores es costoso, ya que suponen que el ave ha de soportar un alto estrés oxidativo. Así, solo los individuos con alta capacidad para mantener un estado antioxidativo alto (lo cual supone un coste desde un punto de vista energético) pueden mantener las coloraciones más intensas. Experimentos llevados a cabo con la especie de estudio demostraron que el tamaño de la mancha gonial, pero no su intensidad, se incrementa cuando las aves son alimentadas con un suplemento de vitamina E, un antioxidante no pigmentario (Pérez et al., 2008a). Asimismo, el tamaño de la mancha gonial tiene efectos sobre el comportamiento de los dos progenitores en relación a la provisión de alimento a pollos. En concreto, a través de experimentos, Morales et al. (2009) observaron cómo al aumentar (artificialmente) el tamaño de la mancha en uno de los progenitores, el otro incrementaba el esfuerzo de alimentación a pollos cuando estos pican la mancha solicitando comida.

Niveles altos de testosterona aumentan la agresividad y número de cópulas en machos, que además defienden territorios más grandes (Alonso-Alvarez, 2001). No obstante, las hembras tienen cierto control sobre la paternidad al incrementar el número de contactos cloacales exitosos cuando los machos proporcionan alimento a la hembra como obsequio previo a la cópula (Velando, 2004).

Estructura y dinámica de poblaciones

Especie de larga vida, con una longevidad que supera los 19 años (Fransson et al., 2017). Por ello, desde un punto de vista demográfico, la especie es un estratega de la 'k', esto es, las poblaciones son más sensibles a la supervivencia de los adultos que de los juveniles.

La supervivencia anual varía entre clases de edad, siendo baja en el primer año de vida, sobre todo hasta alcanzar la independencia y aún durante los primeros meses, sobre todo en escenarios de alta competencia por los recursos tróficos (Delgado et al., 2021b). Esta supervivencia anual (medida desde la fecha de anillamiento en nido, pocos días antes de que los pollos vuelen) se estima, en escenarios favorables, en valores que oscilan entre 0,30 (esto es, 30% de probabilidad de supervivencia anual) y 0,46 (Delgado et al., 2021b), llegando en algunos casos incluso a superar el valor de 0,70 (Juez et al., 2015). La condición corporal durante el periodo de desarrollo puede condicionar la supervivencia futura (Arizaga et al., 2015b). A partir del segundo año de vida la supervivencia anual crece considerablemente, sin que se detecten diferencias significativas entre sexos (Payo-Payo et al., 2015; Delgado et al., 2020a; Delgado et al., 2021b) ni edades (Juez et al., 2015; Delgado et al., 2021b), con medias que generalmente se sitúan por encima de un 0,80, a menudo de un 0,95 (Juez et al., 2015; Delgado et al., 2021b).

Estudios llevados a cabo durante los últimos años demuestran cómo el descenso en la disponibilidad de recursos tróficos clave tiene un efecto negativo en la supervivencia, que en primer lugar afecta sobre todo a juveniles (Delgado et al., 2021b), pero que en algunos casos también lo hace en adultos (Payo-Payo et al., 2015). Este descenso puede restar hasta más del 10% de la supervivencia, lo que puede ser suficiente para generar un declive poblacional (Payo-Payo et al., 2015).

Recientes estudios llevados a cabo en la región cantábrica demuestran tasas muy altas de filopatría, próximas al 100%, lo que implicaría que el flujo genético entre colonias es, aparentemente, mínimo, al

menos en la costa vasca (Delgado et al., 2021a). La dispersión reproductiva, asimismo, también parece ser mínima (Delgado et al., 2021a), de tal modo que el cambio de colonia suele suceder en situaciones muy excepcionales que se relacionan con la aparición de molestias, incluidos programas de descaste (Bosch et al., 2019). Por otro lado, parece ser que la prospección de colonias cercanas por los adultos durante el periodo de cría es variable, desde 0% hasta 35% (Kralj et al., 2023). Este comportamiento se asocia a un mecanismo de evaluación continuada, por el cual los adultos son capaces de recopilar información ambiental y social para determinar la calidad de futuros puntos de cría.

Interacciones con otras especies

Interaccionan con otras especies cuando buscan alimento, principalmente aves, como es el caso de pardelas, alcatraces u otras especies gaviotas en el mar (obs. per.). En este hábitat son acosadas por págalos, ante cuya presencia a menudo se asustan. A su vez las patiamarillas pueden acosar a otras aves para tratar de robarles el alimento.

Hay comensalismo con reptiles, concretamente lagartos y lagartijas, que aprovechan los restos de egagrópilas y/o regurgitados durante el periodo de crianza de los pollos (Silverio y Felipe, 2009). La presencia de gaviotas altera la comunidad de insectos y afecta, además, a la estructura de la flora local (Vidal et al., 1998).

Las colonias de patiamarillas pueden ser mixtas con otros láridos tales como la gaviota sombría *L. fuscus* (Franco et al., 2004), el gavión atlántico *L. marinus* (Arizaga y Galarza, 2020) o la gaviota de Audouin *L. audouinii* (Oro y Martínez, 1994; Oro y Pradel, 2000; Prunier, 2003; Bertolero et al., 2008). Algunas colonias se ubican en zonas donde también crían pardelas, paíños (Oro et al., 2005; Lorenzo, 2007; Zuberogoitia et al., 2016) o cormoranes (Del Moral y Oliveira, 2019; Hidalgo y Zárraga, 2019).

Debido al crecimiento poblacional y la capacidad de depredación sobre parte de la fauna local, las gaviotas han sido a menudo consideradas como agentes capaces de modificar la dinámica y estructura de comunidades y ecosistemas (Paracuellos y Nevado; Harris y Wanless, 1997; Guillemette y Brousseau, 2001; Oro et al., 2005; Matias y Catry, 2010). Por este motivo, ha sido habitual en muchas regiones la aplicación de programas de descaste (Paracuellos y Nevado; Bosch et al., 2000; Oro y Martínez-Abraín, 2007), aunque a menudo de dudoso éxito en el corto (Bosch, 1996a; Álvarez, 2008) o medio-largo plazo (Oro y Martínez-Abraín, 2007). En España, la gaviota patiamarilla también ha sido objeto de diversos estudios orientados a determinar el posible impacto sobre otras especies de aves, particularmente especies amenazadas de aves marinas como la gaviota de Audouin *L. audouini* o el paíño europeo *Hydrobates pelagicus*. En el caso de la primera, la evidencia científica demuestra cómo, en general no se detecta un impacto significativo sobre el éxito reproductivo de gaviota de Audouin (Martínez-Abraín et al., 2003; Prunier, 2003). Sí se observa, no obstante, que las interacciones entre ambas especies aumentan cuando la disponibilidad de alimento se reduce (e.g., en días en que no existe actividad pesquera (González-Solís et al., 1997). Por otro lado, el declive de una de las colonias más importantes de paíño en el Mediterráneo se atribuyó a la superabundancia de gaviotas patiamarillas (Oro et al., 2005), si bien posteriormente se demostró que tal impacto era causado por unas pocas aves especializadas en capturar paíños en la entrada de la colonia (Sanz-Aguilar et al., 2009). Así, tras eliminar tan solo 16 ejemplares de gaviota se observó un descenso de un 65% sobre la depredación de paíño y un incremento de su probabilidad de supervivencia (Sanz-Aguilar et al., 2009). La evidencia demuestra que el incremento de las poblaciones de patiamarillas ha sido paralelo al de otras especies cuyas poblaciones, además, no se reducen a pesar de la existencia de colonias al alza de gaviota patiamarilla (Oro y Martínez-Abraín, 2007). Más aún, la probabilidad de extinción es similar en colonias de gaviota patiamarilla y colonias de otras aves simpátricas (Oro y Martínez-Abraín, 2007).

Depredadores

Los adultos de gaviota patiamarilla apenas tienen depredadores, con la excepción de láridos más grandes, como el gavión atlántico, o rapaces como el halcón peregrino (Santamaría et al., 1997; Zuberogoitia et al., 2002). Aunque no documentado, es muy posible que otras rapaces tales como el búho real o el águila real puedan, también, depredar sobre la especie al menos en determinadas zonas (Cramp, 1985). Los huevos y pollos pueden formar parte de la dieta de estas u otras especies, entre ellas aguiluchos (Bertolero, 2002) o mamíferos, incluidos gatos domésticos (Baaloudj et al., 2014), que pueden llegar a causar una muy alta mortalidad a nivel local (Baaloudj et al., 2014). También pueden ser

objeto de canibalismo, generalmente debido a individuos no reproductores o individuos de parejas lejanas al nido (Marin et al., 1995; Santamaría et al., 1997; Soldatini et al., 2008).

Parásitos y patógenos

El oportunismo de la especie y, particularmente, su capacidad de explotar recursos de origen humano en vertederos, sí ha generado cierta preocupación por el posible impacto del consumo y transporte de patógenos, como la *Salmonella* (Ramos et al., 2010). Así, se ha citado como fuente (posible) de contaminación de aguas (Bosch y Muniesa, 1996). Las gaviotas, además, pueden portar variantes de *Salmonella* y *Campylobacter* con una alta resistencia a antibióticos (Migura-García et al., 2017).

Junto a la infección por bacterias, la Gaviota patiamarilla también ha sido reportada como hospedador de múltiples parásitos, incluyendo protozoos, helmintos y artrópodos.

En lo relativo a infestaciones por protozoos del género *Haemoproteus*, debe destacarse que, normalmente, las prevalencias son nulas o bajas en gaviotas, si bien estudios llevados a cabo en el este de España (en las colonias del Delta del Ebro, Islas Medas, Chafarinas, Columbretes o Benidorm) sí que se reportan altas tasas de prevalencia (llegando al 100% en una de las colonias -Benidorm-) de *H. lari* (Ruiz et al., 1995; Bosch et al., 1997; Martínez-Abraín et al., 2002). Otro protozoo, *Babesia bennetti*, transmitido a través de garrapatas, ha sido reportado para la colonia de la isla de Benidorm (Merino, 1998). La prevalencia de este tipo de parásitos se vincula a la densidad de vectores (Martínez-Abraín et al., 2002).

En un estudio llevado a cabo en Galicia, se contabilizaron 36 especies de helmintos, observándose diferencias en la prevalencia entre sexos y edades (Álvarez et al., 2006). En términos globales, la prevalencia tendió a aumentar con la edad para 9 especies de helmintos (siendo nula o marginal en pollos), mientras que en 3 especies ocurrió lo contrario, posiblemente por efecto del desarrollo de respuestas inmunitarias. Solo en el caso de 3 especies la tasa de prevalencia varió entre sexos. En otro estudio reciente llevado a cabo en el sureste de España se identificaron 9 especies de helmintos (Hervías-Parejo et al., 2015), de las que 3 se citaron por vez primera en la Gaviota patiamarilla. Esto pone de manifiesto que el conocimiento sobre la parasitología de la especie es todavía muy incipiente, debido a la escasez de trabajos que han abordado esta temática.

Recientemente, la gaviota patiamarilla también se ha reportado como hospedador de trematodos (otro tipo de helmintos) del género *Philophthalmus*, que afectan al ojo (Heneberg et al., 2018). Dentro de este género, hay especies que no dan lugar a síntomas clínicos (caso de *P. lucipetus*), mientras que otras producen daños significativos (*P. lacrymosus*). La prevalencia de *P. lucipetus* parece ser inferior al 1%, mientras que *P. lacrymosus* sólo ha sido reportado en gaviota sombría, pero no todavía, en patiamarilla (Heneberg et al., 2018).

Por otro lado, se ha observado que los pollos infestados por garrapatas tienen problemas de desarrollo (alas más cortas así como una peor condición corporal) que los que no tienen garrapatas (Bosch y Figuerola, 1999), lo que podría tener efectos sobre el éxito reproductor y la dinámica poblacional al menos en colonias donde las tasas de infestación sean importantes. Es posible que tales efectos sean debidos a la transmisión de hemosporidios, como los protozoos del género *Babesia* (Merino, 1998). Entre las garrapatas que parasitan a la gaviota patiamarilla destaca *Ornithodoros capensis* (Hervías-Parejo et al., 2015).

Actividad

Especie fundamentalmente diurna, aunque puede llevar a cabo cierto tipo de actividad de noche, sobre todo durante las últimas horas, antes del amanecer, cuando no es raro observar el movimiento de bandos hacia las zonas de alimentación.

Generalmente, las gaviotas patiamarillas buscan alimento al inicio del día, concentrándose después en lugares tranquilos, a menudo cerca o junto al agua, donde invierten mucho tiempo en el cuidado del plumaje. Constituyen este tipo de lugares zonas húmedas, playas (si no existe acceso de personas y perros), ríos, embalses, acantilados o, a menudo, cubiertas de pabellones en polígonos industriales.

La localización y uso de los dormideros aún ha sido poco estudiada, siendo además una realidad que varía entre clases de edad y estacionalmente (obs. per.). Como es obvio, los adultos duermen en su colonia durante el periodo de cría, pero la abandonan una vez los pollos vuelan, regresando a la misma

antes de la reproducción, con frecuencia a mediados del invierno (e.g. en el Cantábrico algunas parejas ya se asientan en la colonia desde enero, obs. per.). Los dormitorios de los subadultos así como de los adultos en periodo no reproductor pueden ubicarse tanto sobre sustrato sólido (incluidas las cubiertas de pabellones) como en el agua (a menudo en bahías protegidas o estuarios), sin descartar que siempre hay algunos individuos que acuden a dormir a las colonias o a su cercanía (obs. per.).

Dominio vital y territorio

Dentro de las colonias las parejas mantienen pequeños territorios, en torno al nido, desde unos pocos metros hasta menos de 1 m² (Bosch et al., 2000; Galarza, 2008; Arizaga et al., 2012). Además, cuando los recursos escasean las gaviotas son capaces de defender territorios pequeños en puntos de alimentación (Cramp y Simmons, 1983), hasta el punto de que un mismo individuo puede acudir sistemáticamente a un mismo lugar (Oro et al., 2005; Zorrozueta et al., 2020a), tanto a lo largo de todo el ciclo anual como, en el caso de individuos que migran, invierno tras invierno (Cramp y Simmons, 1983). Las gaviotas que defienden territorios pueden tolerar durante un tiempo la presencia de jóvenes propios, pero no ajenos (Cramp y Simmons, 1983)

El área de campeo y dominio vital puede variar entre clases de edad, ya que en general los adultos se mueven menos permaneciendo cerca de la colonia (para más detalles ver el capítulo de Movimientos). Estudios llevados a cabo con GPS en adultos revelan en promedio un área de campeo individual de 515 km² (intervalo de confianza al 95%: 232-1147 km²), durante el periodo de cría (Zorrozueta et al., 2020c). El área de campeo, no obstante, puede variar estacionalmente, ampliándose fuera de la época de cría (en prep.) o según la cercanía a recursos tróficos clave (Arizaga et al., 2014; Egunez et al., 2017; Zorrozueta et al., 2020d).

Patrón social y comportamiento

Especie gregaria a lo largo de todo el ciclo anual (para más detalles ver el Apartado de Interacciones). Existen concentraciones de hasta varios miles de individuos en zonas donde la disponibilidad de alimento es alta, como ocurre en vertederos o en ciertos puertos pesqueros. Así, en el caso de vertederos se llegaron a censar 15500 patiamarillas en Mallorca (TIRME 2003 en Payo-Payo et al., 2015), 4000-7000 individuos en Gijón (Asturias) (Álvarez, 2008), o medias de más de 3000 individuos en uno de los vertederos más utilizados por la población de patiamarillas de Gipuzkoa, localizado en el suroeste de Francia (Jordi et al., 2014).

En general los adultos son dominantes respecto a las aves más jóvenes, quienes por ejemplo apenas aparecen por las colonias porque son atacados por los primeros, particularmente durante el periodo de cría. Las disputas son frecuentes a la hora de ocupar una posición preferente en un posadero o un punto de alimentación (Cramp y Simmons, 1983).

No es raro que se de cierta segregación poblacional por edades, habida cuenta de que los adultos tienden a permanecer en la proximidad de las colonias, mientras que los subadultos pueden dispersarse largas distancias (Arizaga et al., 2010; Galarza et al., 2012). Esta segregación puede darse a varias escalas y variar espacial y temporalmente.

Respecto al comportamiento de pollos (e.g., petición de alimento a progenitores), véase el capítulo de Biología de la reproducción.

Bibliografía

- Adriaens, P., Alfrey, P., Gibbins, C., López-Velasco, D. (2020). Identification of Azores Gull. *Dutch Birding*, 42: 303-334.
- Aguirre, J. I., Arana, P., Antonio, M. T. (2009). Testing effectiveness of discriminant functions to sex different populations of mediterranean yellow-legged gulls *Larus michahellis michahellis*. *Ardeola*, 56: 281-286.
- Alonso-Alvarez, C. (2001). Effects of testosterone implants on pair behaviour during incubation in the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans*. *Journal of Avian Biology*, 32: 326-332.
- Alonso-Alvarez, C., Munilla, I., López-Alonso, M., Velando, A. (2007a). Sublethal toxicity of the Prestige oil spill on yellow-legged gulls. *Environment International*, 33: 773-781.

- Alonso-Alvarez, C., Pérez, C., Velando, A. (2007b). Effects of acute exposure to heavy fuel oil from the Prestige spill on a seabird. *Aquatic Toxicology*, 84: 103-110.
- Alonso-Álvarez, C., Velando, A. (2003). Female body condition and brood sex ratio in Yellow-legged Gulls *Larus cachinnans*. *Ibis*, 145: 220-226.
- Álvarez, C. M. (2008). *La problemática de las gaviotas en Asturias. El caso del Vertedero Central de COGERSA*. Principado de Asturias/COGERSA, Gijón.
- Alvarez, M. F., Cordeiro, J. A., Leiro, J. M., Sanmartín, M. L. (2006). Influence of host age and sex on the helminth fauna of the Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) in Galicia (northwest Spain). *Journal of Parasitology*, 92 (3): 454-458.
- Arcos, J. M., Arizaga, J., Barros, Á., Fernández-Pajuelo, M., García, D., García-Barcelona, S., López-Jiménez, N., Martín, G., Molina, B., Mas, R. E., Oro, D., Sanz-Aguilar, A., Tavecchia, G. (2022). Gaviota patiamarilla *Larus michahellis*. Pp. 814-816. En: López-Jiménez, N. (Ed.). *Libro Rojo de las Aves de España*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Arizaga, J. (2018). *The Yellow-legged Gull in the Basque region: current studies, future perspectives*. International Gull Meeting, Ruse (Bulgaria).
- Arizaga, J., Aldalur, A., Cuadrado, J. F., Díez, E., Goikoetxea, J., Herrero, A., Jauregi, J. I., Laso, M., Sánchez, J. M. (2012). Parámetros reproductores de la gaviota patiamarilla *Larus michahellis lusitanus* Naumann, 1840 en Gipuzkoa. *Munibe*, 60: 167-174.
- Arizaga, J., Aldalur, A., Herrero, A., Cuadrado, J., Díez, E., Crespo, A. (2014). Foraging distances of a resident yellow-legged gull (*Larus michahellis*) population in relation to refuse management on a local scale. *European Journal of Wildlife Research*, 60: 171-175.
- Arizaga, J., Aldalur, A., Herrero, A., Cuadrado, J. F., Mendiburu, A., Sanpera, C. (2011). High importance of fish prey in diet of Yellow-legged Gull *Larus michahellis* chicks from the southeast Bay of Biscay. *Seabird*, 23: 1-6.
- Arizaga, J., Aldalur, A., Herrero, A., Galicia, D. (2008). Sex differentiation of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis lusitanus*): the use of biometrics, bill morphometrics and wing tip coloration. *Waterbirds*, 31: 211-219.
- Arizaga, J., Galarza, A. (2020). Primeros datos sobre la colonización de la costa vasca por el gavión atlántico *Larus marinus* L., 1758. *Munibe*, 68: 137-147.
- Arizaga, J., Galarza, A., Delgado, S., Zorrozua, N., Aldalur, A., Carazo, Ó., Zubiaur, J. (2022). Declive de la población reproductora de gaviota patiamarilla *Larus michahellis* en la costa vasca (Cantábrico oriental) durante el periodo 2000-2021. *Munibe*: en prensa.
- Arizaga, J., Galarza, A., Herrero, A., Hidalgo, J., Aldalur, A. (2009a). Distribución y tamaño de la población de la Gaviota Patiamarilla *Larus michahellis lusitanus* en el País Vasco: tres décadas de estudio. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 25: 32-42.
- Arizaga, J., Herrero, A., Aldalur, A. (2009b). Primera cita en el Mediterráneo de un ejemplar de Gaviota Patiamarilla (*Larus michahellis*) nacido en el Cantábrico. *Rev Anillamiento*, 23: 6-9.
- Arizaga, J., Herrero, A., Aldalur, A. (2019). Seasonal pattern of plumage colour in Yellow-legged Gulls at Bay of Biscay, Spain. *Dutch Birding*, 41: 166-174.
- Arizaga, J., Herrero, A., Aldalur, A., Cuadrado, J. F. (2015a). Primeras observaciones de gaviotas patiamarillas *Larus michahellis* Naumann, 1840 de origen cantábrico en la cuenca del río Ebro. *Munibe*, 63: 155-162.
- Arizaga, J., Herrero, A., Aldalur, A., Cuadrado, J. F., Oro, D. (2015b). Effect of pre-fledging body condition on juvenile survival in Yellow-legged Gulls *Larus michahellis*. *Acta Ornithologica*, 50: 139-147.
- Arizaga, J., Herrero, A., Galarza, A., Hidalgo, J., Aldalur, A., Cuadrado, J. F., Ocio, G. (2010). First-year movements of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis lusitanus*) from the southeastern Bay of Biscay. *Waterbirds*, 33: 444-450.
- Arizaga, J., Jover, L., Aldalur, A., Cuadrado, J. F., Herrero, A., Sanpera, C. (2013). Trophic ecology of a resident Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) population in the Bay of Biscay. *Marine Environmental Research*, 87-88: 19-25.

- Arizaga, J., Zorrozuza, N., Egunez, A. (2018). Between the land and sea: how yellow-legged gulls have changed their dependence on marine food in relation to landfill management. Pp. 67-78. En: Mikkola, H. (Ed.). *Seabirds*. InTechOpen.
- Baaloudj, A., Samraoui, F., Alfarhan, A. H., Samraoui, B. (2014). Phenology, nest-site selection and breeding success of a North African colony of the Yellow-Legged Gull, *Larus michahellis*. *African Zoology*, 49: 213-221.
- Bermejo, A., Mouriño, J. (2003). Gaviota patiamarilla *Larus michahellis*. Pp. 272-273. En: Martí, R., Del Moral, J. C. (Ed.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. DGCN-SEO/BirdLife, Madrid
- Bertolero, A. (2002). Predation by a Marsh Harrier *Circus aeruginosus* on Yellow-legged Gull *Larus michahellis* nests. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 19: 38-40.
- Bertolero, A., Genovart, M., Martínez-Abraín, A., Molina, B., Mouriño, J., Oro, D., Tavecchia, G. (2008). *Gaviotas cabecinegra, picofina, de Audouin y tridáctila, y gavión atlántico en España. Población en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid.
- BirdLife International (2019). *Larus michahellis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*: e.T62030970A154522526.
- Bosch, M. (1996a). The effects of culling on attacks by yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans*) upon three species of herons. *Colonial Waterbirds*, 19: 248-252.
- Bosch, M. (1996b). Sexual size dimorphism and determination of sex in Yellow-legged Gulls. *J. Field Ornithol.*, 67: 534-541.
- Bosch, M., Figuerola, J. (1999). Detrimental effects of ticks *Ornithodoros maritimus* on the growth of Yellow-legged Gull *Larus michahellis* chicks. *Ardea*, 87 (1): 83-89.
- Bosch, M., Muniesa, M. (1996). Las gaviotas patiamarillas (*Larus cachinnans*) de la colonia de las islas Medes (NE de España) como posibles agentes transmisores de contaminación microbiana. *Doñana Acta Vertebrata*, 23: 75-81.
- Bosch, M., Oro, D., Cantos, F. J., Zabala, M. (2000). Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the yellow-legged gull. *J. Appl. Ecol.*, 37: 369-385.
- Bosch, M., Pedrocchi, V., González-Solis, J., Jover, L. (1994). Densidad y distribución de los nidos de la gaviota patiamarilla *Larus cachinnans* en las Islas Medes. Efectos asociados al hábitat y al descaste. *Doñana Acta Vertebrata*, 21: 39-51.
- Bosch, M., Pocino, N., Carrera-Gallissà, E. (2019). Effects of age and culling on movements and dispersal rates of yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) from a western mediterranean colony. *Waterbirds*, 42: 179-187.
- Bosch, M., Sol, D. (1998). Habitat selection and breeding success in yellow-legged gulls *Larus cachinnans*. *Ibis*, 140: 415-421.
- Cama, A., Abellana, R., Christel, I., Ferrer, X., Vieites, D. R. (2012). Living on predictability: modelling the density distribution of efficient foraging seabirds. *Ecography*, 35: 912-921.
- Cama, A., Arcos, J. M. (2012). Gaviota patiamarilla. *Larus michahellis*. Pp. 298-299. En: En: Del Moral, J. C., Molina, B., Bermejo, A., Palomino, D. (Eds.). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife, Madrid.
- Canestrelli, A., Fraticelli, F. (2016). Yellow-legged Gull *Larus michahellis* captures and drowns a Feral Pigeon *Columba livia*. *Rivista Italiana di Ornitologia*, 86: 69.
- Catry, I. (2008). Gaviota-de-patas-amarelas, *Larus michahellis*. Pp. 234-235. En: Atlas, E. (Ed.). *Atlas das aves nidificantes em Portugal (1999-2005)*. Instituto da
- Conservação da Natureza e da Biodiversidade-SPEA-Parque Natural da Madeira-Secretaria Regional do Ambiente e do Mar, Lisboa
- Ceia, F. R., Paiva, V. H., Fidalgo, V., Morais, L., Baeta, A., Crisóstomo, P., Mourato, E., Garthe, S., Marques, J. C., Ramos, J. A. (2014). Annual and seasonal consistency in the feeding ecology of an opportunistic species, the yellow-legged gull *Larus michahellis*. *Marine Ecology Progress Series*, 497: 273-284.

- Collinson, J. M., Parkin, D. T., Knox, A. G., Sangster, G., Svensson, L. (2008a). Species boundaries in the Herring and Lesser Black-backed Gull complex. *British Birds*, 101: 340-363.
- Collinson, M., Parkin, D. T., Knox, A. G., Sangster, G., Svensson, L. (2008b). Genetic relationships among the different races of Herring Gull, Yellow-legged Gull and Lesser Black-backed Gull. *British Birds*, 94: 523-528.
- Cortés, J. E., Shaw, E., Blair, M., Candelin, G. (2005). The control of the Yellow-legged Gull in Gibraltar. *Almoraima*, 31: 199-215.
- Cramp, S. (1985). *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 4*. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S., Simmons, K. E. L. (1983). *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 3*. Oxford University Press, Oxford.
- Cuenca, D., Delgado, D. (2014). La colonia de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) de la isla de Tarifa: evolución y dispersión postjuvenil. *Rev. Soc. Gad. Hist. Nat.*, 8: 5-10.
- De La Peña-Lastra, S., Gomez-Rodríguez, C., Pérez-Alberti, A., Torre, F., Otero, X. L. (2021a). Effects of a yellow legged gull (*Larus michahellis*) colony on soils and cliff vegetation in the Atlantic Islands of Galicia National Park (NW Spain) *Catena*, 199: 105115.
- De La Peña-Lastra, S., Pérez-Alberti, A., Otero, X. L. (2019). Enrichment of trace elements in colonies of the yellow-legged gull (*Larus michahellis*) in the Atlantic Islands National Park (Galicia-NW Spain). *Science of The Total Environment*, 648: 1536-1548.
- De La Peña-Lastra, S., Pérez-Alberti, A., Otero, X. L. (2021b). Seabird colonies as the main source of nutrients for the coastal ecosystems in the Atlantic Islands of Galicia National Park (NW Spain). *Chemosphere*, 275: 130077.
- Del Moral, J. C., Oliveira, N. (2019). *El cormorán moñudo en la península ibérica. Población reproductora en 2017 y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Delgado, S., Aldalur, A., Herrero, A., Arizaga, J. (2020a). No evidence supporting sex-dependent differential movements and survival in Yellow-legged Gulls. *Ardea*, 108: 183-190.
- Delgado, S., Arizaga, J. (2017). Pre-fledging survival in a Yellow-legged Gull *Larus michahellis* population in northern Iberia is mostly determined by hatching date. *Bird Study*, 64: 132-137.
- Delgado, S., Herrero, A., Aldalur, A., Arizaga, J. (2021a). High philopatry rates of Yellow-legged Gulls in the southeastern part of the Bay of Biscay. *Avian Research*, 12: 36.
- Delgado, S., Herrero, A., Galarza, A., Aldalur, A., Zorrozuza, N., Arizaga, J. (2021b). Demographic impact of landfill closure on a resident opportunistic gull. *Population Ecology*, 63: 238-246.
- Delgado, S., Zorrozuza, N., Arizaga, J. (2020b). Marginal presence of plastic in nests of yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) in the southeastern Bay of Biscay. *Animal Biodiversity and Conservation*, 43: 191-195.
- Delgado, S., Zorrozuza, N., Arizaga, J. (2021c). No evidence of habitat effect on clutch size, egg quality and hatching success of a seabird species at a micro spatial scale. *Marine Ornithology*.
- Diaz-Real, J., Kim, S.-Y., Velando, A. (2016). Hatching hierarchy but not egg-related effects governs behavioral phenotypes in gull chicks. *Behav. Ecol.*, 27: 1782-1789.
- Diaz-Real, J., Kim, S.-Y., Velando, A. (2017). Plumage colour and the expression of stress-related genes in gull chicks. *Journal of Avian Biology*, 48: 1216-1225.
- Dubois, P. J. (2001). Atlantic Islands Yellow-legged Gulls, an identification gallery. *Birding World*, 14: 293-304.
- Egunez, A., Zorrozuza, N., Aldalur, A., Herrero, A., Arizaga, J. (2017). Local use of landfills by a yellow-legged gull population suggests distance-dependent resource exploitation. *Journal of Avian Biology*, 49: e01455.
- Fernández-García, J. M., Gracianteparaluceta, A., Garaita, R. (2015). Conflictos entre avifauna e intereses humanos: eficacia de un servicio para ahuyentar gaviotas patiamarillas *Larus michahellis* mediante cetrería. *Ecosistemas*, 24: 70-75.

- Franch, M., Herrando, S., Anton, M., Villero, D., Brotons, L. (2021). *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya: Distribució i abundància 2015–2018 i canvi des de 1980*. Institut Català d'Ornitologia / Cossetània Edicions, Barcelona.
- Franco, J., Etxezarreta, J., Galarza, A., Gorospe, G., Hidalgo, J. (2004). Seabird populations. Pp. 515-529. En: Borja, A., Collins, M. (Ed.). *Oceanography and marine environment of the Basque Country*. Elsevier Oceanography Series 70, Amsterdam
- Fransson, T., Jansson, L., Kolehmainen, T., Kroon, C., Wenninger, T. (2017). *EURING list of longevity records for European birds*. EURING, Inédito.
- Galarza, A. (2008). Variaciones en los parámetros reproductores de la gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) de dos colonias del País Vasco (Golfo de Vizcaya). *Artadi*, 3: 9-17.
- Galarza, A. (2015). ¿Está disminuyendo la población de gaviota patiamarilla cantábrica *Larus michahellis lusitanicus* Naumann, 1840? Censo 2013/2014 de Bizkaia (País Vasco). *Munibe*, 63: 135-143.
- Galarza, A., Díaz, T. (2000). El incremento de la población de Gaviota Patiamarilla (*Larus cachinnans*) en la costa vizcaína y la Reserva de Urdaibai. Pp. 187-193. En: UNESCO, C. (Ed.). *Investigación Aplicada a la Reserva de la Biosfera de Urdaibai* Gobierno Vasco, Bilbao
- Galarza, A., Herrero, A., Domínguez, J. M., Aldalur, A., Arizaga, J. (2012). Movements of Mediterranean Yellow-legged Gulls *Larus michahellis* to the Bay of Biscay. *Ringing and Migration*, 27: 26-31.
- Galarza, A., Hidalgo, J., Ocio, G., Rodríguez, P. (2008). Sexual size dimorphism and determination of sex in Atlantic Yellow-legged Gulls *Larus michahellis lusitanicus* from northern Spain. *Ardeola*, 55: 41-47.
- García-Tarrasón, M., Pacho, S., Jover, L., Sanpera, C. (2013). Anthropogenic input of heavy metals in two Audouin's gull breeding colonies. *Mar Pollut Bull*, 74: 285-290.
- Gedeon, K., Grüneberg, C., Mitschke, A., Sudfeldt, C., Eickhorst, W., Fischer, S., Flade, M., Frick, S., Geiersberger, I., Koop, B., Kramer, M., Krüger, T., Roth, N., Ryslavy, T., Stübing, S., Sudmann, S. R., Steffens, R., Vökler, F., Witt, K. (2015). *Atlas Deutscher Brutvogelarten*. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Berlin.
- Geroudet, P. (1984). Origine méditerranéenne confirmée pour les Goélands leucophées du Léman. *Nos oiseaux*, 37: 240.
- González-Solís, J., Ruiz, X., Jover, L. (1997). Influence of food availability on interactions between *Larus cachinnans* and *L. audouinii*. *Canadian Journal of Zoology*, 75: 719-724.
- Guillaud, E., Morales-Muñoz, A., Roselló-Izquierdo, E., Béarez, P. (2018). Taphonomy of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) pellets from the Chafarinas islands (Spain). *Canadian Journal of Zoology*, 97: 100-111.
- Guillemette, M., Brousseau, P. (2001). Does culling predatory gulls enhance the productivity of breeding common terns? *J. Appl. Ecol.*, 38: 1-8.
- Harris, M. P., Wanless, S. (1997). The effect of removing large numbers of gulls *Larus* spp. on an island population of oystercatchers *Haematopus ostralegus*: Implications for management. *Biological Conservation*, 82: 167-171.
- Heneberg, P., Casero, M., Waap, H., Sitko, J., Azeved, F., Těšínský, M., Literák, I. (2018). An outbreak of philophthalmosis in *Larus michahellis* and *Larus fuscus* gulls in Iberian Peninsula. *Parasitology International*, 67 (2): 253-261.
- Herrero, A., Crespo, A., Arizaga, J. (2011). Primera cita en el interior de España de gaviota patiamarilla *Larus michahellis* Naumann, 1840 nacida en el Cantábrico. *Munibe*, 59: 115-119.
- Herrero, A., Esparza, X., Crespo, A., Arizaga, J. (2014). Primeros datos sobre la dispersión de jóvenes de gaviota patiamarilla desde una balsa en el interior de Navarra. *Revista de Anillamiento*, 33: 30-33.
- Hervías Parejo, S. H., Martínez-Carrasco Pleite, C., Díaz, J. I., Chitmia, L., Ortiz, J., Mayo, E., Ruiz de Ybáñez, R. (2015). Parasitic fauna of a yellow-legged gull colony in the island of Escombreras (South-eastern Mediterranean) in close proximity to a landfill site: potential effects on cohabiting species. *Acta Parasitologica*, 60: 290-297.
- Hidalgo, J., Zárraga, M. (2019). *El cormorán moñudo (Phalacrocorax aristotelis) en el Territorio Histórico de Bizkaia. Censo general y seguimiento de colonias control*. Informe Inédito.

- Howell, S. N. G. , Dunn, J. (2007). *Gulls of the Americas*. Houghton Mifflin Harcourt, Boston.
- Issa, N. , Muller, Y. (2015). *Atlas des oiseaux de France métropolitaine. Nidification et présence hivernale*. LPO/SEOF/MNHN, Paris.
- Jordi, O. , Arizaga, J. (2016). Sex differences in growth rates of Yellow-legged Gull *Larus michahellis* chicks. *Bird Study*, 63: 273-278.
- Jordi, O., Herrero, A., Aldalur, A., Cuadrado, J. F. , Arizaga, J. (2014). The impact of non-local birds on yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) in the Bay of Biscay: a dump-based assessment. *Animal Biodiversity and Conservation*, 37: 183-190.
- Jorge, M. A., Schuster, C. , Acosta, C. (2000). Dieta primaveral de la gaviota patiamarilla, *Larus cachinnans*, en Alegranza, islas Canarias (Aves, Laridae). *Vieraea*, 28: 31-37.
- Juez, L., Aldalur, A., Herrero, A., Galarza, A. , Arizaga, J. (2015). Effect of age, colony of origin and year on survival of Yellow-Legged Gulls *Larus michahellis* in the Bay of Biscay. *Ardeola*, 62: 139-150.
- Kim, S.-Y. , Monaghan, P. (2005). Interacting effects of nest shelter and breeder quality on behaviour and breeding performance of herring gulls. *Anim. Behav.*, 69: 301-306.
- Kim, S.-Y. , Velando, A. (2015). Antioxidants safeguard telomeres in bold chicks. *Biology Letters*, 11: 20150211.
- Kralj, J., Ponchon, A., Oro, D., Amadesi, B., Arizaga, J., Baccetti, N., Boulinier, T., Cecere, J. G., Corcoran, R. M., Corman, A.-M., Enners, L., Fleishman, A., Garthe, S., Grémillet, D., Harding, A., Igual, J. M., Jurinović, L., Kubetzki, U., Lyons, D. E., Orben, R., Paredes, R., Pirrello, S., Recorbet, B., Shaffer, S., Schwemmer, P., Serra, L., Spelt, A., Tavecchia, G., Tengeres, J., Tome, D., Williamson, C., Windsor, S., Young, H., Zenatello, M. , Fijn, R. (2023). Active breeding seabirds prospect alternative breeding colonies. *Oecologia*, 201: 341-354.
- Liebers, D., de Knijff, P. , Helbig, A. J. (2004). The herring gull complex is not a ring species. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271: 893-901.
- Lindborg, V. A., Ledbetter, J. F., Walat, J. M. , Moffett, C. (2012). Plastic consumption and diet of Glaucous-winged Gulls (*Larus glaucescens*). *Marine Pollution Bulletin*, 64: 2351-2356.
- Lopes, C. S., Paiva, V. H., Vaz, P. T., Pais de Faria, J., Calado, J. G., Pereira, J. M. , Ramos, J. A. (2021). Ingestion of anthropogenic materials by yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) in natural, urban, and landfill sites along Portugal in relation to diet composition. *Environmental Science and Pollution Research*, 28: 19046-19063.
- Lorenzo, J. A. (2007). *Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003)*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Marin, G., Bettella, E., Pilastro, A., Amato, S. , Tiloca, G. (1995). Dependence of chick killing on nest density in a colony of yellow-legged gull (*Larus cachinnans michaellis*). *Bollettino di zoologia*, 62: 9-11.
- Martínez-Abraín, A., González-Solís, J., Pedrocchi, V., Genovart, M., Abella, J. C., Ruiz, X., Jiménez, J. , Oro, D. (2003). Kleptoparasitism, disturbance and predation of yellow-legged gulls on Audouin's gulls in three colonies of the western Mediterranean. *Scientia Marina*, 67 (Suppl.): 89-94.
- Martinez-Abraín, A., Merino, S., Oro, D., Esparza, B. (2002). Prevalence of blood parasites in two western-Mediterranean local populations of the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans michahellis*. *Ornis Fennica*, 79: 34-40.
- Martínez-Abraín, A., Oro, D., Carda, J. , Del Señor, X. (2002). Movements of Yellow-Legged Gulls *Larus [cachinnans] michahellis* from two small western Mediterranean colonies. *Atlantic Seabirds*, 4: 101-108.
- Mas, R., Cardona, E., De Pablo, F. , Mayol, J. (2015). La población reproductora de gaviota de peus grocs *Larus michahellis* a les Illes Balears, abril 2015. *Anuari Ornitològic de les Balears*, 30: 1-16.
- Matias, R. , Catry, P. (2010). The diet of Atlantic Yellow-legged Gulls (*Larus michahellis atlantis*) at an oceanic seabird colony: estimating predatory impact upon breeding petrels. *European Journal of Wildlife Research*, 56: 861-869.
- Méndez, A., Montalvo, T., Aymí, R., Carmona, M., Figuerola, J. , Navarro, J. (2020a). Adapting to urban ecosystems: unravelling the foraging ecology of an opportunistic predator living in cities. *Urban Ecosystems*, 23: 1117-1126.

- Méndez, A., Montalvo, T., Aymí, R., Carmona, M., Figuerola, J., Navarro, J. (2020b). Adapting to urban ecosystems: unravelling the foraging ecology of an opportunistic predator living in cities. *Urban Ecosystems*.
- Merino, S. (1998). *Babesia bennetti* n. sp. from the Yellow legged Gull (*Larus cachinnans*, Aves, Laridae) on Benidorm Island, Mediterranean Sea. *Journal of Parasitology*, 84: 422-424.
- Migura-García, L., Ramos, R., Cerdà-Cuellar, M. (2017). Antimicrobial Resistance of *Salmonella* Serovars and *Campylobacter* spp. Isolated from an Opportunistic Gull Species, Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*). *Journal of Wildlife Diseases*, 53 (1): 148-152.
- Mínguez, E. (1988). La reproducción de la Gaviota patiamarilla cantábrica y la Gaviota sombría en Guipúzcoa. In: *IV Reunión del Grupo Ibérico de Aves Marinas Formentera*.
- Molina, B. E. (2009). *Gaviota reidora, sombría y patiamarilla en España. Población en 2007-2009 y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Molina, B., Arizaga, J., Barros, A., Fernández-Pajuelo, M., García, D., García Barcelona, S., López, N., Martín, G., Mas, R. E., Oro, D., Sanz-Aguilar, A., Tavecchia, G., Arcos, J. M. (2022). Gaviota patiamarilla. *Larus michahellis*. En: Molina, B., Nebreda, A., Muñoz, A. R., Seoane, J., Real, R., Bustamante, J., Del Moral, J. C. (Eds.) (2022). *III Atlas de aves en época de reproducción en España*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Moore, E., Lyday, S., Roletto, J., Little, K., Parrish, J. K., Nevins, H., Harvey, J., Mortenson, J., Greig, D., Piazza, M., Hermance, A., Lee, D., Adams, D., Allen, S., Kell, S. (2009). Entanglements of marine mammals and seabirds in central California and the north-west coast of the United States 2001-2005. *Mar Pollut Bull*, 58: 1045-1051.
- Morales, J., Alonso-Álvarez, C., Pérez, C., Torres, R., Serafino, E., Velando, A. (2009). Families on the spot: sexual signals influence parent-offspring interactions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276: 2477-2483.
- Morales, J., Lucas, A., Velando, A. (2018). Maternal programming of offspring antipredator behavior in a seabird. *Behav. Ecol.*, 29: 479-485.
- Moreno, R., Jover, L., Munilla, I., Velando, A., Sanpera, C. (2009). A three-isotope approach to disentangling the diet of a generalist consumer: the yellow-legged gull in northwest Spain. *Marine Biology*, 157: 545-553.
- Munilla, I. (1997a). Desplazamientos de la Gaviota Patiamarilla (*Larus cachinnans*) en poblaciones del norte de la Península Ibérica. *Ardeola*, 44: 19-26.
- Munilla, I. (1997b). Henslow's swimming crab (*Polybius henslowii*) as an important food for yellow-legged gulls (*Larus cachinnans*) in NW Spain. *Ices Journal of Marine Science*, 54: 631-634.
- Navarro, J., Grémillet, D., Afán, I., Ramírez, F., Bouten, W., Forero, M. G. (2016). Feathered detectives: real-time GPS tracking of scavenging gulls pinpoints illegal waste dumping. *PLOS ONE*, 11: e0159974.
- Noguera, J. C., Aira, M., Pérez-Losada, M., Domínguez, J., Velando, A. (2018). Glucocorticoids modulate gastrointestinal microbiome in a wild bird. *Royal Society Open Science*, 5: 171743.
- Noguera, J. C., Kim, S.-Y., Velando, A. (2017). Family-transmitted stress in a wild bird. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114: 6794.
- Noguera, J. C., Lores, M., Alonso-Álvarez, C., Velando, A. (2011). Thrifty development: early-life diet restriction reduces oxidative damage during later growth. *Funct. Ecol.*, 25: 1144-1153.
- Noguera, J. C., Morales, J., Pérez, C., Velando, A. (2010). On the oxidative cost of begging: antioxidants enhance vocalizations in gull chicks. *Behav. Ecol.*, 21: 479-484.
- Noguera, J. C., Velando, A. (2019). Bird embryos perceive vibratory cues of predation risk from clutch mates. *Nature Ecology & Evolution*, 3: 1225-1232.
- Olsen, K. M. (2018). *Gulls of the world. A photographic guide*. Christopher Helm, London.
- Olsen, K. M., Larson, H. (2004). *Gulls of Europe, Asia and North America*. Christopher Helm, London.
- Oro, D., de Leon, A., Mínguez, E., Furness, R. W. (2005). Estimating predation on breeding European storm-petrels (*Hydrobates pelagicus*) by yellow-legged gulls (*Larus Michahellis*). *Journal of Zoology*, 265: 421-429.

- Oro, D. , Martínez-Abrain, A. (2007). Deconstructing myths on large gulls and their impact on threatened sympatric waterbirds. *Animal Conservation*, 10: 117-126.
- Oro, D. , Martínez, A. (1994). Migration and dispersal of Audouin's Gull *Larus audouinii* from the Ebro Delta colony. *Ostrich*, 65: 225-230.
- Oro, D., Pradel, R. (2000). Determinants of local recruitment in a growing colony of Audouin's gull. *J. Anim. Ecol.*, 69: 119-132.
- Otero, X. L., De La Peña-Lastra, S., Pérez-Alberti, A., Ferreira, T. O. , Huerta-Díaz, M. A. (2018). Seabird colonies as important global drivers in the nitrogen and phosphorus cycles. *Nature Communications*, 9: 246.
- Otero, X. L., Tejada, O., Martín-Pastor, M., De La Peña, S., Ferreira, T. O. , Pérez-Alberti, A. (2015). Phosphorus in seagull colonies and the effect on the habitats. The case of yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) in the Atlantic Islands National Park (Galicia-NW Spain). *The Science of the total environment*, 532: 383-397.
- Paracuellos, M. , Nevado, J. C. Culling Yellow-legged Gulls *Larus michahellis* benefits Audouin's Gulls *Larus audouinii* at a small and remote colony. *Bird Study*, 57: 26-30.
- Parolini, M., Possenti, C. D. , Saino, N. (2017). The Yellow-legged Gull *Larus michahellis* (Charadriiformes, Laridae) as a model species in ecotoxicology: application in monitoring and toxicity assessment of environmental pollutants. Pp. 269-288. En: Larramendy, M. L. (Ed.). *Ecotoxicology and Genotoxicology. Non-traditional terrestrial models*. Royal Society of Chemistry, Croydon, UK
- Payo-Payo, A., Oro, D., Igual, J. M., Jover, L., Sanpera, C. , Tavecchia, G. (2015). Population control of an overabundant species achieved through consecutive anthropogenic perturbations. *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America*, 25: 2228-2239.
- Pérez, C., Loes, M. , Velando, A. (2008a). Availability of nonpigmentary antioxidant affects red coloration in gulls. *Behav. Ecol.*, 19: 967-973.
- Pérez, C., Loes, M. , Velando, A. (2010a). Oil pollution increases plasma antioxidants but reduces coloration in a seabird. *Oecologia*, 163: 875-884.
- Pérez, C., Munilla, I., López-Alonso, M. , Velando, A. (2010b). Sublethal effects on seabirds after the Prestige oil-spill are mirrored in sexual signals. *Biology Letters*, 6: 33-35.
- Pérez, C., Velando, A. , Domínguez, J. (2006). Parental food conditions affect sex-specific embryo mortality in the yellow-legged gull (*Larus michahellis*). *Journal of Ornithology*, 147: 513.
- Pérez, C., Velando, A., Munilla, I., Lopez-Alonso, M. , Oro, D. (2008b). Monitoring PAH pollution in the marine environment after the Prestige oil-spill by means of seabird blood analysis. *Environmental Science & Technology*, 42: 707-713.
- Piorno, V., Fernández, J. A. , Velo-Antón, G. (2016). The yellow-legged gull, *Larus michahellis*, an occasional predator of *Timon lepidus* in the Atlantic Islands National Park (Galicia, NW Spain). *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 27: 33-38.
- Pons, J. M., Crochet, P. A., They, M. , Bermejo, A. (2004). Geographical variation in the yellow-legged gull: introgression or convergence from the herring gull? *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 42: 245-256.
- Pons, J. M., Hassanin, A. , Crochet, P. A. (2005). Phylogenetic relationships within the *Laridae* (Charadriiformes: Aves) inferred from mitochondrial markers. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 37: 686-699.
- Provencher, J. F., Bond, A. L., Avery-Gomm, S., Borrelle, S. B., Bravo Rebolledo, E. L., Hammer, S., Kühn, S., Lavers, J. L., Mallory, M. L., Trevail, A. , van Franeker, J. A. (2017). Quantifying ingested debris in marine megafauna: a review and recommendations for standardization. *Analytical Methods*, 9: 1454-1469.
- Prunier, F. (2003). Interacciones entre la gaviota patiamarilla *Larus michahellis* y la gaviota de Audouin *Larus audouinii* en la isla de Dragonera. *Anuario Ornitológico de Baleares*, 18: 17-25.
- Ramírez, F., Afán, I., Bouten, W., Carrasco, J. L., González-Forero, M. , Navarro, J. (2020). Humans shape the year-round distribution and habitat use of an opportunistic scavenger. 10: 4716-4725.

- Ramos, J. J. (2003). Censo, distribución y evolución de la población de gaviota patiamarilla (*Larus cachinnans*) en La Palma, islas Canarias (Aves, Laridae). *Vieraea*, 31: 191-196.
- Ramos, R., Cerda-Cuellar, M., Ramirez, F., Jover, L., Ruiz, X. (2010). Influence of Refuse Sites on the Prevalence of *Campylobacter* spp. and *Salmonella* Serovars in Seagulls. *Applied and Environmental Microbiology*, 76: 3052-3056.
- Ramos, R., Granadeiro, J. P., Rodríguez, B., Navarro, J., Paiva, V. H., Bécares, J., Reyes-González, J. M., Fagundes, I., Ruiz, A., Arcos, P., González-Solís, J., Catry, P. (2013). Meta-population feeding grounds of Cory's shearwater in the subtropical Atlantic Ocean: implications for the definition of Marine Protected Areas based on tracking studies. *Diversity and Distributions*, 19: 1284-1298.
- Ramos, R., Ramirez, F., Sanpera, C., Jover, L., Ruiz, X. (2009). Diet of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) chicks along the Spanish Western Mediterranean coast: the relevance of refuse dumps. *Journal of Ornithology*, 150: 265-272.
- Ramos, R., Ramirez, F. J., Sanpera, C., de Jover, L., Ruiz, X. (2006). Feeding ecology of Yellow-legged Gulls in four colonies along the western Mediterranean: An isotopic approach. *Journal of Ornithology*, 147: 235-236.
- Remírez, X., Del Campo, F., Del Campo, J., Arizaga, J. (2023). Movement patterns of immature Yellow-legged Gulls *Larus michahellis* from Gran Canaria, Canary Islands. *Seabird*, 35: in press.
- Rodríguez, A., Muntaner, J. (2004). Primeros resultados del marcado de gaviota patiamarilla *Larus michahellis* con anillas de lectura en las Islas Baleares. *A.O.B.*, 19: 69-77.
- Rodríguez, B., De León, L., Martín, A., Alonso, J. A., Nogales, M. (2003). Status and distribution of breeding seabirds in the northern islets of Lanzarote, Canary Islands. *Atlantic Seabirds*, 5: 41-56.
- Romero, J., Catry, P., Menezes, D., Coelho, N., Silva, J. P., Granadeiro, J. P. (2019). A gull that scarcely ventures on the ocean: Yellow-Legged Gulls *Larus michahellis atlantis* on the oceanic island of Madeira. *Ardeola*, 66: 101-112.
- Roscales, J. L., Vicente, A., Muñoz-Arnanz, J., Morales, L., Abad, E., Aguirre, J. I., Jimenez, B. (2016). Influence of trophic ecology on the accumulation of dioxins and furans (PCDD/Fs), non-ortho polychlorinated biphenyls (PCBs), and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Mediterranean gulls (*Larus michahellis* and *L. audouinii*): A three-isotope approach. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 212: 307-315.
- Ruiz, X., Oro, D., González-Solís, J. (1995). Incidence of a *Haemoproteus lari* parasitemia in a threatened Gull: *Larus audouinii*. *Ornis Fennica*, 72: 159-164.
- Ryan, P. G. (2018). Entanglement of birds in plastics and other synthetic materials. *Marine Pollution Bulletin*, 135: 159-164.
- Sanpera, C., Moreno, R. O., Ruiz, X., Jover, L. (2007). Audouin's gull chicks as bioindicators of mercury pollution at different breeding locations in the western Mediterranean. *Mar Pollut Bull*, 54: 691-696.
- Santamaría, J., Santamaría, T., Serrano, R. (1997). Efectos de la actividad humana en el éxito reproductivo de la gaviota patiamarilla (*Larus cachinnans michahellis*) en la Isla de Benidorm. *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas*: 229-237.
- Sanz-Aguilar, A., Martínez-Abraín, A., Tavecchia, G., Minguéz, E., Oro, D. (2009). Evidence-based culling of a facultative predator: Efficacy and efficiency components. *Biological Conservation*, 142: 424-431.
- Seif, S., Provencher, J. F., Avery-Gomm, S., Daoust, P. Y., Mallory, M. L., Smith, P. A. (2018). Plastic and non-plastic debris ingestion in three gull species feeding in an urban landfill environment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 74: 349-360.
- Silverio, F., Felipe, P. (2009). Comensalismo entre lagarto gigante de El Hierro (*Gallotia simonyi*) y gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) en el roque Chico de Salmor. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 20: 40-44.
- Sin-Yeon, K., Noguera, J. C., Morales, J., Velando, A. (2011). The evolution of multicomponent begging display in gull chicks: sibling competition and genetic variability. *Anim. Behav.*, 82: 113-118.

- Soldatini, C., Albores-Barajas, Y. V., Mainardi, D., Monaghan, P. (2008). Roof nesting by gulls for better or worse? *Italian Journal of Zoology*, 75: 295-303.
- Staneva, A., Burfield, I. (2017). European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. BirdLife International.
- Steigerwald, E. C., Igual, J.-M., Payo-Payo, A., Tavecchia, G. (2015). Effects of decreased anthropogenic food availability on an opportunistic gull: evidence for a size-mediated response in breeding females. *Ibis*, 157: 439-448.
- Sternkopf, V., Liebers-Helbig, D., Ritz, M. S., Zhang, J., Helbig, A. J., de Knijff, P. (2010). Introgressive hybridization and the evolutionary history of the herring gull complex revealed by mitochondrial and nuclear DNA. *BMC Evolutionary Biology*, 10: 348.
- Svensson, L., Mullarney, K., Zetterström, D. (2009). *Guía de aves. España, Europa y región mediterránea*. Ediciones Omega, Barcelona.
- Teysnière, A. (1983). Etude comparative de quatre populations de Goélands argentés à pattes jaunes d'Europe occidentale. *L'Oiseau et la Revue Française d'Ornithologie*, 53: 43-52.
- Teysnière, A. (1984). Comparación acústica de *Larus argentatus argenteus*, *L. fuscus graellsii*, *L. cachinnans* (?) *michahellis* et du Goéland argenté à pattes jaunes cantabrique. *Behaviour*, 88: 13-33.
- Tirado, M. (2006). Fenología y movimientos de las gaviotas de Castellón. *Revista de Anillamiento*, 18: 33-40.
- Tyson, C., Shamoun-Baranes, J., Van Loon, E. E., Camphuysen, K., Hintzen, N. T. (2015). Individual specialization on fishery discards by lesser black-backed gulls (*Larus fuscus*). *ICES Journal of Marine Science*, 72: 1882-1891.
- Velando, A. (2004). Female control in yellow-legged gulls: trading paternity assurance for food. *Anim. Behav.*, 67: 899-907.
- Velando, A., Kim, S.-Y., Noguera, J. C. (2013). Begging response of gull chicks to the red spot on the parental bill. *Anim. Behav.*, 85: 1359-1366.
- Vidal, E., Medail, F., Taton, T. (1998). Is the yellow-legged gull a superabundant bird species in the Mediterranean? Impact on fauna and flora, conservation measures and research priorities. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1013-1026.
- Vincent, T., Guiguen, C. (1989). Prédation sur des Pigeons domestiques *Columba livia*, par les Goélands, *Larus argentatus* et *Larus cachinnans*, et conséquences éventuelles pour la pathologie humaine. *Nos Oiseaux*, 417: 129-140.
- Viñas, L., Besada, V., Pérez-Fernández, B., Bode, A. (2020). Yellow-legged gull eggs (*Larus michahellis*) as persistent organic pollutants and trace metal bioindicator for two nearby areas with different human impact. *Environmental Research*, 190: 110026.
- Votier, S. C., Archibald, K., Morgan, G., Morgan, L. (2011). The use of plastic debris as nesting material by a colonial seabird and associated entanglement mortality. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 168-172.
- Witteveen, M., Brown, M., Ryan, P. G. (2017). Anthropogenic debris in the nests of kelp gulls in South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 114: 699-704.
- Yésou, P. (2002). Systematics of *Larus argentatus-cachinnans-fuscus* complex revisited. *Dutch Birding*, 64: 271-298.
- Zorroza, N., Aldalur, A., Herrero, A., Diaz, B., Delgado, S., Sanpera, C., Jover, L., Arizaga, J. (2020a). Breeding Yellow-legged Gulls increase consumption of terrestrial prey after landfill closure. *Ibis*, 162: 50-62.
- Zorroza, N., Alonso-Álvarez, C., Diaz, B., Sanpera, C., Jover, L., Arizaga, J. (2020b). Carbon $\delta^{13}\text{C}$ isotopic marker values correlate with carotenoid-based bill colouration in adult Yellow-legged Gulls *Larus michahellis*. *Ardeola*, 67: 325-339.
- Zorroza, N., Delgado, S., Aldalur, A., Arizaga, J. (2020c). Adverse weather reduces the spatial use of an opportunistic gull. *Behaviour*, 157: 667-681.

Zorrozua, N., Egunez, A., Aldalur, A., Galarza, A., Díaz, B., Hidalgo, J., Jover, L., Sanpera, C., Castège, I., Arizaga, J. (2020d). Evaluating the effect of distance to different food subsidies on the trophic ecology of an opportunistic seabird species. *Journal of Zoology*, 311: 45-55.

Zorrozua, N., Mathilde, M., Asier, A., Castège, I., Diaz, B., Egunez, A., Galarza, A., Hidalgo, J., Milon, E., Sanpera, C., Arizaga, J. (2020e). Relating trophic ecology and Hg species contamination in a resident opportunistic seabird of the Bay of Biscay. *Environmental Research*, 186: 109526.

Zuberogoitia, I., Ruiz, F., Torres, J. J. (2002). *El Halcón Peregrino*. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.

Zuberogoitia, I., Zabala, J., Etxezarreta, J., Crespo, A., Burgos, G., Arizaga, J. (2016). Assessing the impact of extreme adverse weather on the biological traits of a European storm petrel colony. *Population Ecology*, 58: 303-313.