

# AVES PLAYERAS DEL LITORAL COSTERO DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES: ECOLOGÍA Y CONSERVACIÓN

Natalia S. Martínez-Curci<sup>1</sup> y Pablo Petracci<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Vertebrados, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Universidad Nacional de Mar del Plata, Funes 3250, 7600 Mar del Plata, Argentina. nanusmc@gmail.com.

<sup>2</sup>GEKKO-Grupo de Estudios en Conservación y Manejo de la Universidad Nacional del Sur y Asesor científico de la Dirección de Fauna Silvestre, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Argentina.

## INTRODUCCIÓN

Las aves playeras, también llamadas limícolas, son un grupo de aves que desciende de dos linajes evolutivos diferentes y están agrupadas dentro del orden Charadriiformes (van Tuinen *et al.*, 2004). Se caracterizan por ser de tamaño pequeño o mediano y poseer en general patas largas y picos finos con diversas morfologías. La mayoría presenta dos mudas al año, una que produce un plumaje básico o no reproductivo generalmente de colores crípticos pardos o grisáceos y otra un plumaje alterno o reproductivo que suele ser de colores más llamativos (Canevari *et al.*, 2001; O'Brien *et al.*, 2006). Son aves de distribución cosmopolita y muestran diferencias en sus asociaciones de hábitat y distancias recorridas durante la migración (Piersma, 2007). Están íntimamente asociadas a ambientes abiertos, especialmente a humedales. Muchas habitan costas marinas o estuariales, mientras que otras se asocian a ambientes interiores, como pastizales, ríos, lagos y lagunas (Piersma *et al.*, 1996). Algunas especies residentes sólo realizan desplazamientos locales durante su ciclo anual. Sin embargo, la mayoría son migratorias y llegan en los casos más extremos, a realizar desplazamientos anuales cercanos a los 30.000 km al unir sus áreas de nidificación con las de descanso no reproductivo o invernada (Colwell, 2010; Niles *et al.*, 2008). Estos grandes desplazamientos implican demandas energéticas extraordinarias. Es por ello, que las aves que los realizan poseen una serie de adaptaciones comportamentales y fisiológicas que les permiten llevarlos a cabo (Piersma y Gill, 1998; Piersma *et al.*, 1999). En este sentido, un aspecto clave es su capacidad para acumular, en breves períodos de tiempo, reservas de grasa subcutánea que son utilizadas como principal fuente de energía durante el vuelo sostenido. Para ello dependen de un limitado número de humedales altamente productivos, que les proporcionan los nutrientes necesarios. Estos humedales ubicados a lo largo de sus rutas migratorias, son excepcionales en términos de calidad ambiental y les ofrecen las condiciones óptimas para el descanso y el forrajeo, por lo que no pueden ser reemplazados (Myers, 1983; Myers *et al.*, 1987).

A diferencia de lo que sucede en las áreas de reproducción, en las que las aves playeras se encuentran muy dispersas, en las paradas migratorias y áreas de descanso no

reproductivo, se concentran, a veces en enormes cantidades, en áreas relativamente pequeñas. El hecho de que grandes porcentajes de determinadas poblaciones se concentren en unos pocos sitios tiene implicancias importantes para su conservación. Aún aquellas especies muy abundantes y ampliamente distribuidas son susceptibles a la extinción si se degradara alguno de estos sitios, que por tal motivo constituyen cuellos de botella geográficos para las poblaciones (Myers, 1983).

A continuación resumimos la información disponible con base en datos publicados e inéditos sobre aves playeras de hábitos costeros en la provincia de Buenos Aires, describiendo los sitios de mayor importancia en términos de riqueza de especies y/o concentración de individuos y detallamos las principales amenazas que estas aves enfrentan.

## LAS AVES PLAYERAS DE LA COSTA BONAERENSE

En la provincia de Buenos Aires se encuentran 37 especies de aves playeras de presencia regular u ocasional. Entre ellas 30 utilizan las costas litorales y siete se encuentran casi exclusivamente en ambientes interiores como pastizales y bañados (Apéndice I).

En el presente capítulo nos enfocamos en las especies de hábitos costeros del litoral bonaerense. Allí se pueden observar importantes concentraciones de aves playeras durante todo el año debido a la presencia de especies residentes, migratorias neárticas y migratorias neotropicales que presentan diferentes patrones de movimientos estacionales. Durante la primavera y hasta fines del verano, las especies neárticas constituyen el grupo más numeroso dentro del ensamble, mientras que al llegar el otoño éstas parten hacia sus áreas de reproducción y las neotropicales comienzan a arribar desde la Patagonia austral (Myers y Myers, 1979), dominando el ensamble en conjunto con las especies residentes.

**Migratorias neárticas.** Son aquellas especies que nidifican en el norte del continente americano durante los meses de invierno austral, y luego migran hacia el sur durante la época no reproductiva. Las que realizan mayores desplazamientos, como el playero rojizo (*Calidris canutus rufa*) o la becasa de mar (*Limosa haemastica*) llegan hasta las costas de Tierra del Fuego, uniendo anualmente ambos extremos del continente americano (Harrington *et al.*, 1993; Atkinson *et al.*, 2005).

Las migrantes neárticas de ambientes costeros tienen representantes de presencia regular u ocasional en la provincia de Buenos Aires de las familias Charadriidae (3 especies) y Scolopacidae (16). Es el grupo de aves playeras mejor representado tanto numéricamente como en riqueza de especies de la provincia y también el mejor conocido por ser foco de mayor cantidad de investigaciones a lo largo de todo el continente (Piersma *et al.*, 1997).

El uso de la costa bonaerense por este grupo de aves varía entre las distintas especies que lo componen y aún entre individuos de una misma especie. Algunas aves utilizan la costa de Buenos Aires como área de descanso no reproductivo durante el verano

austral. Entre las especies más abundantes en esta época se pueden mencionar al chorlo pampa (*Pluvialis dominica*), la becasa de mar, el pitotoy chico (*Tringa flavipes*) y el playerito rabadilla blanca (*Calidris fuscicollis*) (Blanco, 1998; Blanco *et al.*, 2006; Clay *et al.*, 2012). La importancia de algunas localidades bonaerenses como área de descanso no reproductivo, ha sido destacada internacionalmente para: el chorlo pampa (Bahía Samborombón-Punta Rasa, estancia Medaland y Mar Chiquita albergan al menos el 1% de la población mundial, mientras que estancia El Palenque y General Lavalle albergan entre el 0,2% y el 1% [Clay *et al.*, 2010]), la becasa de mar (Bahía Samborombón y Mar Chiquita [Senner, 2007]) y el pitotoy chico (Bahía Samborombón-Punta Rasa alberga al menos el 1% de la población mundial [Clay *et al.*, 2012]).

Otras migrantes neárticas sólo utilizan la costa bonaerense como parada migratoria durante unos días a unas pocas semanas. En ellas descansan y se alimentan tanto en sus migraciones hacia áreas no reproductivas durante la primavera, como en sus retornos hacia las áreas de reproducción a fines de verano y principios de otoño. En este sentido, destaca la importancia de algunas localidades bonaerenses para la becasa de mar (Bahía Samborombón, Mar Chiquita, Bahía Blanca y las bahías Anegada, Unión y San Blas [Senner, 2007; Morrison y Petracci, datos no publicados]) y el playero rojizo (Punta Rasa [Niles *et al.*, 2010], Bahía Blanca y las bahías Anegada, Unión y San Blas [González, 2010; Petracci, datos no publicados]).

Finalmente, algunos ejemplares permanecen en Buenos Aires durante el invierno austral, época de reproducción en latitudes septentrionales (Dabbene, 1920; Blanco *et al.*, 1992; Martínez-Curci *et al.*, 2014, 2015a). Se trataría de individuos sexualmente inmaduros (Summers *et al.*, 1995) o de aves que por encontrarse enfermas o con pocas reservas energéticas no podrían continuar su larga migración hacia las áreas de nidificación (McNeil *et al.*, 1994; Martínez-Curci *et al.*, 2015b).

Dentro de las migrantes neárticas registradas en la provincia, el playero rojizo se encuentra amenazado a nivel nacional, con categoría “En Peligro” (López-Lanús *et al.*, 2008); y dos especies el playero rojizo y el playerito enano (*Calidris pusilla*) se encuentran “Cercanos a la Amenaza” a nivel global (IUCN, 2015; Apéndice I).

Además de las especies de hábitos litorales, hay cuatro especies que son frecuentes en la franja costera de Buenos Aires pero suelen utilizar otros tipos de ambientes: el playerito pectoral (*Calidris melanotos*) habita humedales interiores (pastizales inundados y bañados) mientras que el batitú (*Bartramia longicauda*) y el playerito canela (*Tryngites subruficollis*) utilizan pastizales cortos, generalmente promovidos por el pastoreo de ganado (Isacch y Martínez, 2003; Lanctot *et al.*, 2010). El batitú es considerado “Vulnerable” y el playerito canela es considerado “Amenazado” según criterios nacionales (López-Lanús *et al.*, 2008) y esta última especie está además considerada “Cercana a la Amenaza” internacionalmente (IUCN, 2015). El falaropo común (*Phalaropus tricolor*), es la única especie del género que no utiliza ambientes marinos para invernar, sino que lo hace principalmente en lagunas salobres interiores, y con menor frecuencia se lo puede observar también en estuarios en bajos números. No obstante, números importantes de hasta 3.500 individuos fueron registrados con cierta frecuencia en la-

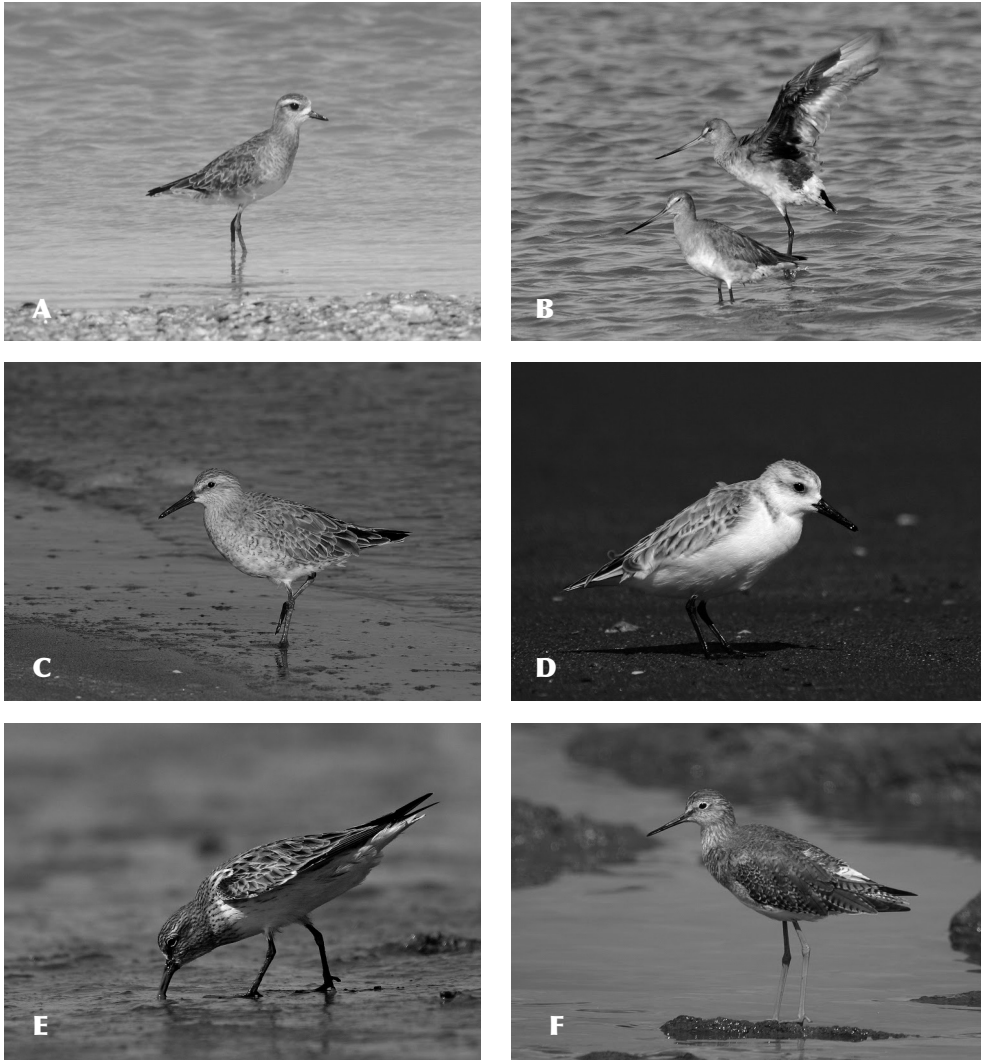


Figura 1. Algunas de las aves playeras migratorias neárticas más abundantes de la provincia de Buenos Aires: a) chorlo pampa, b) becasa de mar, c) playero rojizo, d) playerito blanco, e) playerito rabadilla blanca y f) pitotoy chico. Fotos: A. B. Azpiroz (a, c, f), N. S. Martínez-Curci (b), P. Petracci (d, e).

gunas intermedanasos costeras de la provincia de Buenos Aires (Petracci, 1998). Su estado de conservación no es preocupante pero se han detectado disminuciones en las poblaciones de Estados Unidos y Canadá (Morrison *et al.*, 2006). Por último, el playero esquimal (*Numenius borealis*), posiblemente extinto a nivel mundial también era frecuente en los pastizales costeros de la provincia de Buenos Aires hasta fines de siglo XIX (Chebez, 2008), actualmente está considerado “En Peligro Crítico” según criterios nacionales e internacionales (López-Lanús *et al.*, 2008; IUCN, 2015; Apéndice I).

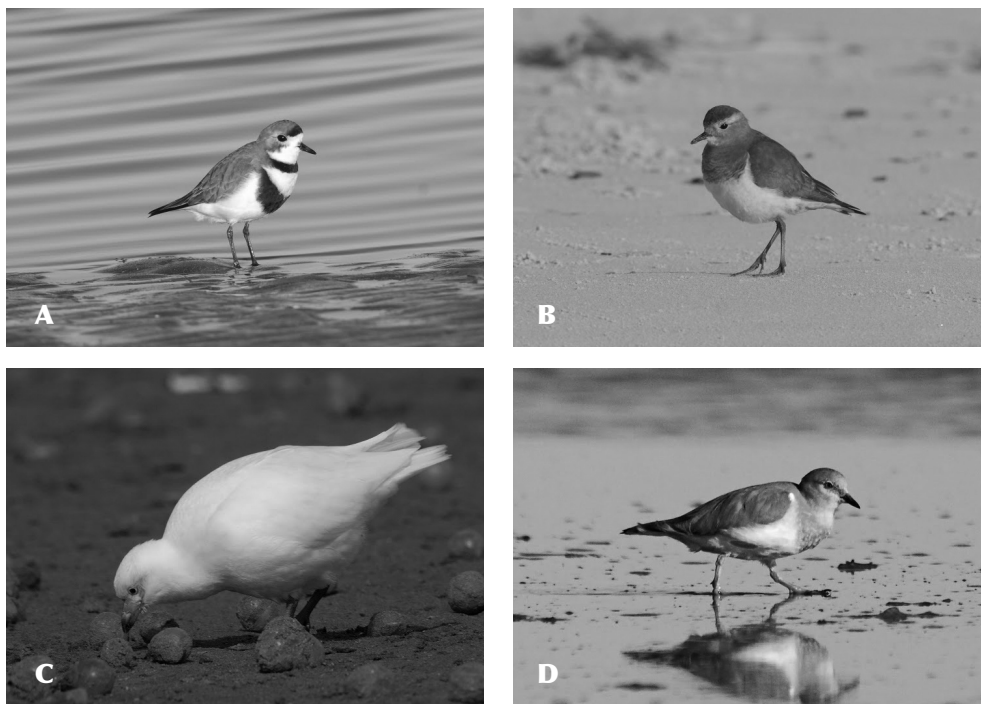


Figura 2. Ejemplos de aves playeras migrantes neotropicales de la provincia de Buenos Aires: a) chorlito doble collar, b) chorlito pecho canela, c) paloma antártica, d) chorlo ceniciento. Fotos: A. B. Azpiroz (a, b), N. S. Martínez-Curci (c), P. Petracci (d).

**Migratorias neotropicales.** Las migrantes neotropicales, con representantes de presencia regular u ocasional de las familias Charadriidae (3 especies), Haematopodidae (2), Chionidae (1) y Pluvianellidae (1), nidifican en el sur del continente americano, principalmente en la Patagonia durante la primavera y el verano austral y luego migran hacia el norte, la mayoría llegando hasta el sur de Brasil. Arriban a las costas bonaerenses durante la época no reproductiva que comienza hacia fines de primavera y principios de verano y se extiende hasta fines del invierno. La excepción es un pequeño porcentaje de la población de chorlito doble collar (*Charadrius falklandicus*) que nidifica en la provincia de Buenos Aires (Narosky y Di Giacomo, 1993). El conocimiento general sobre este grupo de especies es relativamente escaso, particularmente en sus áreas de descanso no reproductivo, por esta razón se las considera entre las aves playeras menos conocidas del mundo (Piersma *et al.*, 1997).

El grado de utilización de ambientes estrictamente costeros varía entre las especies de este grupo. Algunas están fuertemente asociadas a la franja de costa (e.g., chorlito doble collar y paloma antártica *Chionis albus*), otras también están presentes en humedales interiores tales como el chorlito ceniciento (*Pluvianellus socialis*). Finalmente el chorlito pecho canela (*Charadrius modestus*), el chorlo cabezón (*Oreopholus ruficollis*) y la agachona chica (*Thinocorus rumicivorus*) utilizan pastizales cortos en toda la región pam-

peana. A diferencia del chorlito pecho canela, el chorlo cabezón y la agachona chica son infrecuentes en la costa propiamente dicha, pero pueden ser observados ocasionalmente.

Tres de las siete especies de este grupo presentan algún grado de amenaza: el chorlito pecho canela y la paloma antártica son especies “Vulnerables” a nivel nacional (López-Lanús *et al.*, 2008), mientras que al chorlo ceniciento se lo considera “En Peligro” en la Argentina (López-Lanús *et al.*, 2008) y “Cercano a la Amenaza” a nivel global (IUCN, 2015; Apéndice I).

**Residentes.** Se denomina residentes a aquellas especies que nidifican en el área y permanecen allí realizando sólo desplazamientos locales durante su ciclo anual. En los ambientes costeros de la provincia están representadas por las familias Charadriidae (2 especies), Haematopodidae (1) y Recurvirostridae (1). Las de mayor abundancia son el tero real (*Himantopus mexicanus*) y el ostrero común (*Haematopus palliatus* [Narosky y Di Giacomo, 1993; Blanco *et al.*, 2006]). Dentro de Buenos Aires, la albufera de Mar Chiquita reviste importancia global para la conservación de esta última especie por albergar al menos el 1% de su población mundial; mientras que Monte Hermoso, San Cayetano y Reta, revisten importancia regional por presentar al menos el 1% de la subespecie *H. p. durnfordi* (Clay *et al.*, 2010). Observaciones recientes en Bahía Samborombón en donde los conteos máximos dan cuenta de casi 800 individuos (Martínez-Curci *et al.*, 2015a) indicarían que este sitio también alcanza el umbral para ser considerado de importancia global para la especie. Una situación similar se observó en el estuario de Bahía Blanca, donde se llegaron a censar un total de 500 ostreros comunes (Petracci, obs. pers. en Blanco *et al.*, 2001).



Figura 3. Aves playeras residentes más abundantes en la costa de la provincia de Buenos Aires: ostrero común (a), tero real (b). Fotos: N. S. Martínez-Curci (a), P. Petracci (b).

## PATRONES DE USO DE HÁBITAT

La provincia de Buenos Aires presenta diversos paisajes costeros que son utilizados en diferente magnitud por las aves playeras. Entre ellos se encuentran marismas estuariales de aguas salobres y costas marinas con playas arenosas, con acantilados o con parches de restinga. Estas aves tienen grandes demandas energéticas durante su etapa

no reproductiva, asociadas a sus migraciones, mudas periódicas y mantenimiento de la temperatura corporal. Es por ello que pasan la mayor parte del día alimentándose y también lo hacen frecuentemente por la noche. Sus patrones de actividad diarios están fuertemente determinados por los ciclos de marea dado que su dieta se basa principalmente en invertebrados bentónicos que habitan la región intermareal (Goss-Custard *et al.*, 1977). Diariamente se producen movimientos locales entre las áreas de alimentación que quedan expuestas durante la bajamar y las de descanso que utilizan durante la marea alta (Blanco, 1998). De este modo maximizan sus ingestas de energía cuando los ambientes óptimos de alimentación están disponibles (Colwell, 2010).

De los ambientes costeros, las marismas estuariales son las que presentan mayor abundancia y diversidad de especies durante las horas de marea baja. La alimentación de varias especies como el pitotoy chico, el vuelvepedras (*Arenaria interpres*) y el playerito rabadilla blanca depende casi exclusivamente de este tipo de hábitat (Blanco *et al.*, 2006; Martínez-Curci *et al.*, 2015c). Sin embargo, al subir la marea estas costas quedan cubiertas de agua y las aves que allí se alimentan se ven obligadas a desplazarse a playas marinas y ambientes interiores cercanos (Blanco *et al.*, 1988; Blanco, 1998). De este modo, las costas marinas que son utilizadas en menor grado durante la bajamar, se convierten en importantes sitios de descanso durante la pleamar. Allí se pueden concentrar grandes bandadas de algunas especies como el chorlito palmado (*Charadrius semipalmatus*), el chorlito doble collar, el playerito rabadilla blanca o el playero rojizo (Blanco *et al.*, 1988; Blanco, 1998). Además, las costas marinas constituyen ambientes clave para la reproducción del ostrero común (Bachman y Darrieu, 2010) y en menor medida para el chorlito de collar (*Charadrius collaris* [Hartert y Venturi, 1909 en Narosky y Di Giacomo, 1993]) y el chorlito doble collar (Narosky y Di Giacomo, 1993).

## ECOLOGÍA TRÓFICA

Como consecuencia de sus elevadas tasas metabólicas, las aves playeras invierten la mayor parte de su tiempo diario en alimentarse. Los estudios de ecología trófica permiten conocer los requerimientos de las distintas especies y los posibles factores que determinan la composición de los ensambles en distintas áreas de la región. En la provincia de Buenos Aires, la mayoría de las investigaciones sobre esta temática se desarrollaron en la zona de Punta Rasa. Estos estudios mostraron una diferenciación complementaria en varias dimensiones del nicho trófico de las especies coexistentes (e.g. composición taxonómica, tamaño y sexo de sus principales presas).

En primer lugar, se identificaron tres grupos de aves playeras de acuerdo a la composición taxonómica de sus dietas: 1) especies que consumen principalmente poliquetos; 2) especies cuya presa principal son los cangrejos y; 3) especies que se alimentan mayormente de moluscos (Iribarne y Martínez 1999; Ieno *et al.*, 2004; Ribeiro *et al.*, 2004; Martínez-Curci *et al.*, 2015c). Entre las especies del primer grupo se encuentran la becasa de mar, el playerito rabadilla blanca y el chorlito doble collar. Todas ellas tie-

nen como presa principal al nereido *Laeonereis culveri*, aunque también consumen en menor medida *Neanthes succinea*. Las presas secundarias identificadas para estas especies son gasterópodos, bivalvos, ostrácodos, malacostracos, insectos y peces. En un segundo nivel de diferenciación de nicho trófico, algunas de estas aves seleccionan poliquetos de diferente talla. Por ejemplo, la becasa de mar consume *L. culveri* de mayor tamaño que el playerito rabadilla blanca. En algunas estaciones del año como el invierno, no hay disponibles poliquetos rentables de diferentes tallas. Se ha demostrado que en estos casos las aves consumen poliquetos de igual tamaño pero incorporan distintas presas secundarias, diferenciando sus dietas de este modo (Martínez-Curci *et al.*, 2015c). Por otro lado, el cangrejo violinista (*Uca uruguayensis*) es la presa principal de las especies que se alimentan mayormente de cangrejos.

Dentro de este grupo se encuentran el vuelvepiedras, el chorlo ártico (*Pluvialis squatarola*) y el playero trinador (*Numenius phaeopus*); este último con observaciones poco frecuentes y en bajos números en el área (Apéndice I). Entre estas aves se da una diferenciación de nicho trófico a nivel de sexo de la presa principal. Así, los vuelvepiedras consumen principalmente cangrejos macho, mientras que los chorlos árticos y playeros trinadores consumen hembras (Iribarne y Martínez, 1999). Por su parte, el chorlo pampa consume cangrejos juveniles. Las aves pertenecientes a los grupos de consumidores de poliquetos y consumidores de cangrejos muestran consecuentemente una segregación espacial en las áreas de alimentación. Las primeras forrajean en sectores con muy baja densidad, mientras que las segundas utilizan áreas con alta y baja densidad de cangrejos (Ribeiro *et al.*, 2004). Finalmente, el playero rojizo se alimenta principalmente del mejillón *Mytella charruana* o del gasterópodo *Haeleobia australis* dependiendo de la estación del año y el estado de la marea (Martínez-Curci *et al.*, 2015c). Otras presas secundarias son los poliquetos, ostrácodos, malacostracos, insectos (mayormente coleópteros) y arácnidos (Ieno *et al.*, 2004; Martínez-Curci *et al.*, 2015c). Los datos reportados para la zona de Punta Rasa y alrededores son consistentes con los registrados en Bahía Blanca, en donde esta especie consume principalmente *H. australis* pero también *L. culveri* y cangrejos (Petracci, datos no publicados).

En otras áreas de la provincia de Buenos Aires, los insectos tienen un rol más importante en la dieta de las aves playeras. Este es el caso del playerito blanco (*Calidris alba*) que cuenta con observaciones poco frecuentes y en bajas densidades en la zona Punta Rasa (Apéndice I) y es más abundante en las playas arenosas de Monte Hermoso y Pehuen-Có. Allí se alimenta principalmente de insectos coleópteros de las familias *Hydrophilidae*, *Curculionidae* y *Staphylinidae* y del molusco pelecípodo *Brachyodontes rodriguezii*. Como presas secundarias incorpora poliquetos, anfípodos, y otros insectos (himenópteros, dípteros y perciformes; Petracci, 2002).



Figura 4. Bandada de aves playeras alimentándose en el intermareal. Foto: P. Petracci.



## SITIOS DE MAYOR IMPORTANCIA PARA EL PAÍS

En Argentina se han identificado ocho sitios clave para la conservación de las aves playeras según los criterios de la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras (RHRAP). La RHRAP es una estrategia de conservación creada por miembros de la comunidad científica internacional, que trabaja para construir un sistema de sitios utilizados por números significativos de aves playeras a lo largo de todo el continente americano. La intención es que el reconocimiento internacional permita generar conciencia y oportunidades para obtener recursos económicos en estos lugares cuya integridad ecológica es clave para sostener poblaciones saludables.

De los ocho sitios identificados en el país dos son de importancia hemisférica (Laguna Mar Chiquita, Córdoba y Costa Atlántica de Tierra del Fuego), tres de importancia internacional (Monumento Natural Laguna de los Pozuelos, Jujuy; Bahía Samborombón, Buenos Aires; San Antonio Oeste, Río Negro) y dos de importancia regional (estuario de la Bahía Blanca, Buenos Aires; Península Valdés, Chubut). En la actualidad, hay dos sitios incorporados a la RHRAP dentro de la provincia de Buenos Aires: Bahía Samborombón y el estuario de la Bahía Blanca. La Bahía Samborombón justifica su incorporación como sitio de importancia internacional por hospedar a más del 10% de la población biogeográfica de playerito canela y más de 100.000 aves playeras al año; mientras que en el caso del estuario de la Bahía Blanca su incorporación como sitio de importancia regional se justifica por albergar a más del 1% de las poblaciones biogeográficas de playerito rabadilla blanca, chorlito doble collar, becas de mar, playero rojizo y ostrero común y más de 20.000 aves playeras al año. Asimismo, otros sitios de importancia de la provincia destacados previamente por Blanco y Canevari (1998) y que potencialmente podrían integrar la RHRAP son Bahía Anegada y Bahía Unión.

## ÁREAS PRIORITARIAS DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

En la década del 80, Morrison y Ross (1989) identificaron las principales áreas de descanso no reproductivo de las aves playeras migratorias neárticas. Realizaron relevamientos aéreos durante el verano austral, que abarcaron la mayor parte de las costas de Sudamérica. En las costas bonaerenses observaron aproximadamente al 12% de las aves playeras presentes en la costa atlántica de Argentina. Las mayores abundancias las encontraron en Bahía Unión (5.464 aves), Bahía Samborombón (3.325 aves) y Bahía Anegada/Bahía San Blas (1.170 aves; Morrison y Ross 1989). Sin embargo, resaltaron que la importancia de estos sitios, así como la de Bahía Blanca (en donde se observaron 361 aves desde Monte Hermoso hasta Río Colorado) podría estar subestimada debido a que los relevamientos se realizaron durante la bajamar y sólo pudieron sobrevolarse algunos sectores de los extensos ambientes de alimentación disponibles.

Una evaluación llevada a cabo dos décadas después, sobre la distribución y abundancia de aves playeras que pasan el período no reproductivo en la costa de Buenos Aires, resaltó la importancia de Bahía Samborombón seguida por Bahía Blanca tanto

en abundancia como en riqueza de especies (Blanco *et al.*, 2006). Cabe destacar que este trabajo no incluyó a los humedales del sur de la provincia (Bahía Unión y Bahía Anegada/ Bahía San Blas), en los que Morrison y Ross (1989) habían encontrado las mayores abundancias.

Según Iribarne *et al.* (2005), la extensión del intermareal no parecería ser uno de los principales factores que determina el valor de un sitio como parada migratoria o área de descanso para las aves playeras. En este sentido, el estuario de Bahía Blanca, con un área intermareal estimada en 60.973 ha (Isacch *et al.*, 2006), alberga menor abundancia y diversidad de especies que Bahía Samborombón (Blanco *et al.*, 2006) cuyo intermareal se estima en 14.046 ha (Isacch *et al.*, 2006). Estos autores postularon que los cangrejales de cangrejo cavador (*Neohelice granulata*), que en Bahía Blanca ocupan cerca del 100% de la superficie intermareal, podrían ser uno de los factores que determinan el menor uso del área a pesar de la mayor superficie de intermareal disponible. De este modo, la presencia de dichos cangrejales podría afectar negativamente a las aves playeras disminuyendo su disponibilidad de hábitat ya que éstas evitan forrajear en áreas con altas densidades de huecos de cangrejos o cuando lo hacen maximizan su distancia a ellos. Esto parecería afectar principalmente a algunas especies de aves playeras migratorias neárticas (como el playerito rabadilla blanca, el chorlo ártico y el pitotoy grande), mientras que especies neotropicales (como el chorlito doble collar), que hacen migraciones más regionales y pasan la mayor parte del año en zonas con cangrejales se ven afectados en menor medida (Iribarne *et al.*, 2005). Por otro lado, los cangrejales reducen la accesibilidad a las presas ya que como consecuencia del aumento de la penetrabilidad del sedimento éstas se entierran a una mayor profundidad.

**Bahía Samborombón.** La Bahía Samborombón abarca una superficie aproximada de 250.000 hectáreas, con una línea de costa cercana a los 150 km de longitud que se extiende desde Punta Piedras en su extremo norte, hasta Punta Rasa en su extremo sur. Está incluida dentro de la región fitogeográfica denominada Pampa Deprimida (Soriano, 1992) y abarca parte de los partidos de Punta Indio, Chascomús, Castelli, Tordillo, General Lavalle y La Costa. Esta zona corresponde al estuario del Río de la Plata, el cual junto a los numerosos canales y arroyos y a los ríos Salado y Samborombón, aporta agua dulce mientras que la influencia del océano Atlántico aporta agua salobre al ecosistema estuarial.

La importancia del área para las aves playeras ha sido destacada por varios autores tanto en el contexto hemisférico (Morrison y Ross, 1989) como regional (Vila *et al.*, 1994; Blanco *et al.*, 2006) por la gran abundancia y diversidad de especies que sustenta y en especial para la conservación de algunas especies migrantes neárticas de las que alberga al menos el 1% de sus poblaciones biogeográficas. Tal es el caso del chorlo pampa, (Clay *et al.*, 2010), el pitotoy chico (Clay *et al.*, 2012), la becasa de mar (Senner, 2007) y el playero rojizo (Niles *et al.*, 2010). Este último presenta un estado de conservación adverso tanto a nivel nacional como internacional. Otras especies amenazadas a nivel nacional que se encuentran en el área son la paloma antártica y el chorlito pecho canela, ambas de presencia regular durante el invierno. El playerito

canela también se encuentra amenazado nacional e internacionalmente (Apéndice I). Si bien es más abundante en pastizales de baja altura en zonas de loma y media loma, es posible encontrar individuos muy cerca de la costa, principalmente en pastizales cortos y marismas de jume (*Sarcocornia perennis*).

De las 30 especies de hábitos costeros que utilizan regular u ocasionalmente la provincia de Buenos Aires, sólo el chorlito ceniciento es errante en la Bahía Samborombón, con un único registro de un individuo juvenil en la zona de Punta Rasa (observado por Martínez-Curci y A. Azpiroz el 8 de Mayo de 2011, datos no publicados). Las restantes 29 especies son de presencia regular u ocasional e incluyen representantes de las familias Charadriidae (8 especies), Haematopodidae (2), Recurvirostridae (1), Chionidae (1) y Scolopacidae (16), incluyendo aves residentes (4), migratorias neárticas (19) y neotropicales (5). Además de esta gran diversidad presente regularmente en el área, se ha propuesto que su extremo sur (Punta Rasa) podría constituir una trampa continental para especies errantes (Jaramillo, 2000). Respecto a los registros de aves playeras que apoyan esta hipótesis se pueden mencionar la presencia de especies accidentales provenientes de la región neártica como el chorlo nevado (*Charadrius alexandrinus*!; Olrog, 1979 en Chebez, 2009) y otras provenientes de las regiones Paleártica-Indomalaya como el playerito pico curvo (*Xenus cinereus*; Blanco *et al.*, 1988) o el chorlito mongol (*Charadrius mongolus*; Le Nevé y Manzione, 2011).

La información sobre la abundancia y distribución de aves playeras en Bahía Samborombón es limitada dado que la mayor parte de su costa es inaccesible durante la bajamar tanto por tierra como por agua. Sin embargo, se cuenta con tres estudios basados en relevamientos aéreos realizados en décadas diferentes que permiten tener una aproximación a los valores de abundancia que mostraron variar estacionalmente. La mayor abundancia se observa durante la primavera (paso migratorio de neárticas hacia sus áreas de descanso en el sur), el verano (época de descanso no reproductivo de aves neárticas) y el otoño (paso migratorio de neárticas hacia el hemisferio norte y descanso no reproductivo de neotropicales) y se hace mínima durante el invierno (época de descanso no reproductivo de neotropicales). La primera estimación se realizó en enero de 1982, cuando se contabilizaron un total de 3.325 aves playeras desde Punta Rasa hasta Punta Piedras (Morrison y Ross, 1989). En la década del 90, se repitieron los relevamientos aéreos que si bien no cubrieron en un mismo vuelo la totalidad de la bahía, abarcaron gran parte de su extensión en distintos períodos del año. La abundancia fue de: 17.655 aves en noviembre de 1993 (Canal 9-Punta Piedras), 19.570 en enero (Canal A-Punta Piedras), 6.870 en febrero (Punta Rasa-Río Salado), 19.638 (Canal A-Punta Piedras) y 5.726 (Canal A-Punta Rasa) en marzo de 1994 (Vila *et al.*, 1994). Recientemente se realizaron censos en las cuatro estaciones del año, cubriendo la totalidad de la línea de costa entre Punta Rasa y Punta Piedras. Se observaron 9.710 aves en enero, 12.475 en abril, 4.301 en julio y 31.700 en septiembre de 2014 (Martínez-Curci, 2016). Los investigadores que realizaron los relevamientos aéreos en las tres décadas coinciden en que sus estimaciones podrían estar subestimando la abundancia real de aves playeras que utilizan el área. Vila *et al.* (1994) calcularon que de aquellos

individuos que pudieron ser contabilizados sobre la costa, al menos un 16,4% más permanece en ambientes interiores que no fueron relevados desde el avión.

No sólo la abundancia de las aves playeras varía estacionalmente, sino también la composición de especies. Las migrantes neárticas dominan el ensamble durante la primavera, el verano y principios del otoño. En estas tres estaciones la especie más abundante es el playerito rabadilla blanca, seguida por la becasa de mar. También destacan por su abundancia el pitotoy chico en primavera y el chorlo pampa en verano (Vila *et al.*, 1994). El playero rojizo también fue en décadas pasadas una de las especies más numerosas durante principios de otoño (Blanco *et al.*, 1988; Blanco *et al.*, 1992; Vila *et al.*, 1994). Sin embargo, su población ha sufrido una drástica declinación en los últimos 20 años, a causa de la sobre-explotación de su alimento y la degradación de su hábitat en paradas migratorias (Niles *et al.*, 2008). En la actualidad, se observan durante la época de migración bandadas reducidas (Martínez-Curci *et al.*, 2015a,b). Durante el invierno austral el ensamble está dominado por especies residentes y migratorias neotropicales. Si bien la abundancia de migrantes neárticas disminuye en esta estación como consecuencia de su partida hacia áreas de reproducción, se registraron diez especies que permanecen en el área durante el invierno: chorlo ártico, chorlito palmado, becasa de mar, vuelvepedras, playero rojizo, playerito blanco, playerito rabadilla blanca, pitotoy grande, playero ala blanca y pitotoy chico (Martínez-Curci *et al.*, 2015a, Martínez-Curci, datos no publicados). Destaca particularmente la abundancia del playero rojizo, del cual históricamente se registraron durante el invierno bandadas de aproximadamente 600 individuos en Punta Rasa (Blanco *et al.*, 1992). En la actualidad, los grupos que se observan en dicha estación son más reducidos (con bandadas que alcanzan los 150 individuos) pero representan aproximadamente el 1% de la población biogeográfica de Tierra del Fuego. Estas aves permanecen en el extremo sur de Bahía Samborombón desde mediados de mayo hasta mediados de agosto aproximadamente. Punta Rasa constituye en la actualidad, uno de los sitios de mayor importancia que se conoce para el reclutamiento de juveniles y recuperación de adultos en presumible condición corporal deficiente y por lo tanto requiere de acciones específicas de manejo para garantizar la conservación de la amenazada población de playeros rojizos (Martínez-Curci *et al.*, 2015b).

**Albúfera de Mar Chiquita.** Este área presenta un cuerpo lagunar de agua salobre, un sector de características estuariales con escasa amplitud de marea ( $\leq 1,5$  m) y un área de marismas adyacente dominada por *Spartina densiflora* (Reta *et al.*, 2001; Bortolus, 2001; Isacch, 2001). La laguna costera está conectada con el océano por un canal de aproximadamente 6 km de largo; tiene un área total de 4.600 ha con una longitud de 25 km y un ancho que varía entre los 100 y los 4.500 m. Su régimen hídrico cambió significativamente a partir de los años 70, momento en el que se construyó un puente de acceso a la Base del Centro Experimental de Lanzamiento de Proyectiles Aeropropulsados (CELPA). Con ello se redujo el área de flujo, impidiendo el drenaje hacia el mar y los efectos de la marea en el interior del cuerpo de agua (Isla y Gaido, 2001). Está sujeta a fenómenos de excesos y déficit de lluvias que producen variaciones en

la profundidad del cuerpo de agua. El incremento en las lluvias produce un aumento en la superficie de la laguna y una consecuente disminución en la superficie del intermareal y en la diversidad de hábitat. Por ello, en años con exceso de lluvia disminuye el número de individuos, la riqueza y la diversidad de aves playeras que la utilizan (Canepuccia *et al.*, 2007).

Si bien las abundancias reportadas en Mar Chiquita son menores que aquellas registradas en los sitios de mayor importancia numérica reportados por Morrison y Ross (1989), la albufera destaca por su gran diversidad (Martínez, 2001). Son de presencia regular u ocasional 28 especies de hábitos costeros de las familias Charadriidae (8 especies), Haematopodidae (2), Recurvirostridae (1), Chionidae (1), Pluvianellidae (1) y Scolopacidae (15), de las cuales cuatro son residentes, 18 son migrantes neárticas y seis son migrantes neotropicales (Apéndice I). Los ambientes de alimentación más importantes para las aves playeras son las aguas someras con profundidades de entre 0 y 15 cm seguidas por las playas de fango, mientras que los más utilizados para el descanso son los bancos de arena o limo y las aguas someras circundantes (Martínez, 2001).

Los patrones de variación en la composición del ensamble de aves son muy similares a los mencionados para la Bahía Samborombón con migrantes neárticas dominantes durante la primavera, el verano y el otoño y migrantes neotropicales y residentes durante el invierno. Del mismo modo que lo allí observado, algunas especies de migrantes neárticas, permanecen a lo largo de todo el año en Mar Chiquita. Entre ellas se pueden mencionar al chorlo ártico, los pitotoy (*Tringa* spp.), el playero rojizo, el playero rabadilla blanca y en especial la becasa de mar, cuyas abundancias en invierno son similares a las de primavera y verano (Martínez, 2001).

En la albufera se encuentran tres especies de ambientes costeros con algún grado de amenaza a nivel nacional: el chorlito pecho canela, la paloma antártica y el playero rojizo, que también está amenazado internacionalmente. Se ha destacado su importancia a nivel internacional para el ostrero común (Clay *et al.*, 2010), el cual reproduce en playas arenosas, construyendo sus nidos cercanos al pie de médano (Bachman y Darrieu, 2010) y para la becasa de mar (Senner, 2007), de la cual se observan elevadas concentraciones durante la primavera y el verano (Blanco *et al.*, 1995).

**Estuario o Ría de Bahía Blanca.** El ecosistema del estuario o “ría” de Bahía Blanca se ubica en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires. Es un humedal costero de características geográficas y biológicas únicas, considerado además uno de los más importantes de la Argentina en su tipo. Se lo define como una “bahía con canales” o como un “estuario de planicie costera” por su relieve bajo y la presencia de una extensa planicie en forma de embudo elongado. Tiene 80 km de longitud y una superficie aproximada de 2.500 km<sup>2</sup> de los cuales 1.200 km<sup>2</sup> son áreas que quedan expuestas en bajamar (intermareales) y es superado en extensión por el estuario del Río de la Plata. Su extensión es compartida por los partidos de Coronel Rosales, Bahía Blanca y Villarino. Comprende un conjunto de islas bajas, canales y bahías, que le otorgan una gran diversidad biológica y paisajística, albergando especies en diversos estatus de conservación, además de presentar también un gran valor cultural con rasgos históricos

y contemporáneos. Uno de los fenómenos más destacados de la zona es la presencia de extensas comunidades dominadas por el cangrejo cavador conocidas localmente como cangrejales (Elías *et al.*, 2004).

En la Argentina existen estudios relativamente detallados sobre las comunidades de aves playeras de sitios clave a lo largo de su migración en la costa atlántica: Bahía Samborombón, Bahía de San Antonio, Península Valdés o la Reserva Costa Atlántica de Tierra del Fuego (Blanco *et al.*, 1988; González, 1996; Bala *et al.*, 2002). El valor de algunos de estos sitios fue reconocido luego de los sobrevuelos realizado por Morrison y Ross (1989) mencionados anteriormente, en los que el estuario presentó, en comparación con otras áreas, escasas aves playeras. Sin embargo, esto podría atribuirse a que los autores sobrevolaron el área sólo en su sector más externo, durante la bajamar y bajo malas condiciones climáticas. Relevamientos posteriores más detallados, llevados a cabo por Belenguer *et al.* (1992), Delhey y Petracci (2004), Blanco *et al.* (2006), Petracci *et al.* (2009), González (2010), Petracci y Sotelo (2013), y nuevos censos aéreos realizados por G. Morrison y P. Petracci (datos no publicados), mostraron que la importancia del estuario de la Bahía Blanca para las aves playeras había sido subestimada, incluso la presencia de especies con estado de conservación comprometido.

Unas 27 especies de aves playeras habitan el área, principalmente de las familias Charadriidae (8 especies) y Scolopacidae (14) y en menor medida Haematopodidae (2), Recurvirostridae (1), Chionidae (1) y Pluvianellidae (1), de las cuales 4 son residentes, 6 migrantes neotropicales y 17 neárticas (Belenguer *et al.*, 1992; Delhey y Petracci, 2004; Petracci, 2005a; Petracci y Delhey, 2005; Petracci y Sotelo, 2013). La composición específica y abundancia varían considerablemente a lo largo del ciclo anual. Tanto el número de especies como de individuos alcanzan su mínimo en el invierno, cuando los migrantes neárticos se encuentran en sus áreas de reproducción del hemisferio norte. Los valores máximos de diversidad en número de especies se alcanzan en otoño, mientras que los picos de abundancia ocurren en primavera-verano (Delhey y Petracci, 2004; Petracci, 2005a). Desde septiembre hasta abril más del 80% de los registros corresponden a especies neárticas, mientras que desde mayo hasta agosto entre el 50 y 100% de los individuos son especies patagónicas o residentes. En cuanto a abundancia destaca el playerito rabadilla blanca, el cual puede llegar a representar el 60% del total de individuos en el ecosistema. Esta especie además, es la que domina el ensamble de aves playeras durante el mes de enero. Las especies que siguen en importancia son el chorlito doble collar con el 16%, que tiene su pico de abundancia en otoño-invierno y la becasa de mar con el 8% de abundancia (Delhey y Petracci, 2004; Petracci, 2005a). El patrón migratorio de esta última especie indica que llegan al estuario principalmente durante el otoño, mediante censos aéreos se pudo comprobar la presencia de bandadas superiores a los 1.000 individuos (P. Petracci, datos no publicados). Durante la migración hacia el sur en la primavera, utilizaría principalmente humedales de la provincia de Buenos Aires, mientras que durante la migración de otoño hacia el norte, prefiere la costa de la Patagonia (Blanco *et al.*,

1995). Recientes estudios llevados a cabo por Senner *et al.* (2014), mediante el uso de geolocalizadores, mostraron que las becacas de mar que arriban al estuario de Bahía Blanca durante la migración primaveral, provienen de Beluga River, en Alaska (área de cría), habiendo seguido una ruta por el centro de Saskatchewan, la cuenca amazónica colombiana, la provincia de Buenos Aires en Argentina (probablemente también la Bahía Samborombón) la cual, luego de atravesar la cordillera de los Andes, finalizó en la isla Chiloé, Chile.

Cinco especies se destacan por su delicado estado de conservación a nivel nacional, la primera de ellas es el playero rojizo, la cual se pensaba que no utilizaba el estuario de Bahía Blanca. Sin embargo, desde el año 1991 se lo comenzó a registrar en distintos sectores en números importantes. La población en este ecosistema fue estimada en unos 2.500 ejemplares (Petracci *et al.*, 2009; González, 2010; G. Morrison y P. Petracci datos no publicados), siendo en la actualidad uno de los puntos de parada migratoria más importantes de la provincia de Buenos Aires ya que la población biogeográfica de Tierra del Fuego sería cercana a los 10.000 ejemplares (G. Morrison, com. pers.). La segunda es el playerito canela, registrada en contadas oportunidades en Puerto Cuatros, en el sector interno del estuario, y las islas más externas del ecosistema, en ambos casos en marismas de jume (*Sarcocornia perennis*; Lanctot *et al.*, 2002; Petracci y Sotelo, 2013). Los migrantes neotropicales, el chorlito ceniciento, endemismo de la Patagonia austral, y el chorlito pecho canela, que es observado de forma regular durante el otoño e invierno en zonas altas con marismas de jume, planicies de marea y costas de pequeños canales. Finalmente, la paloma antártica -visitante de invierno y primavera-, se suele observar en el apostadero de lobo marino de un pelo sudamericano (*Otaria byronia*) de la Isla Trinidad y en colonias de gaviotas cocineras (*Larus dominicanus*) y cangrejas (*Larus atlanticus*; Petracci y Sotelo, 2013).

Otras especies que revisten importancia numérica son: el playero trinador, el chorlo pampa, el chorlo cabezón, el chorlito palmado, el chorlito de collar, el pitotoy grande, el pitotoy chico, el vuelvepedras, el playerito blanco, el playerito unicolor, el playerito pectoral y el falaropo común. El chorlo ártico solo fue observado en el estuario por Morrison y Ross (1989) y su presencia es ocasional en sectores costeros cercanos como Monte Hermoso y Pehuen-Có (Delhey y Petracci, 2004). Entre las aves playeras residentes, el ostrero común es la que se destaca por su abundancia y la presencia de nidos en todo el ecosistema. Durante censos aéreos realizados en enero de 2001 se observaron bandadas de hasta 200 individuos en la Bahía Falsa y norte de la Isla Trinidad con un total de 500 ostreros en el estuario (Petracci obs. pers. en Blanco *et al.*, 2001).

Otras especies de descubrimiento más reciente en el área y presencia ocasional son el playero ala blanca (*Tringa semipalmata*, R. Sarria com. pers.), el playerito manchado (*Actitis macularius*, D. Tanzola com. pers.), el playerito zancudo, el batitú y la beca gris (*Limnodromus griseus*, Petracci y Sotelo, 2013) las cuales requerirán de relevamientos más exhaustivos para determinar su estatus de abundancia.

**Bahías Anegada, Unión y San Blas.** La Reserva de Uso Múltiple Bahía San Blas, es considerada una de las áreas más importantes para la conservación de la biodiversidad marina de la Argentina. Se trata de un área de alto valor ecológico y elevada complejidad ambiental, caracterizada por un mosaico de ambientes acuáticos entre los que se destacan zonas intermareales fangosas, islas, bancos arenosos, bañados costeros y playas de arena y gravas. Los ecosistemas típicos de la zona son tres: las marismas, planicies de marea y las playas psammíticas. Es además la zona de reproducción de muchas especies de vertebrados en diferente situación de amenaza. Está ubicada sobre el litoral marítimo del partido de Patagones, en el extremo sur de la provincia de Buenos Aires, posee una extensión total de unos 4.000 km<sup>2</sup> y un perímetro aproximado de 180 km de costa continental e insular (Fiori y Carbone, 2006). El área se caracteriza por la presencia de numerosas islas y bancos conectados por una extensa red de canales cuyas profundidades varían entre 10 y 14 m, aunque puede llegar hasta los 24 m en algunos sectores (Zalba *et al.*, 2008). Además del valor de su biodiversidad, posee una gran relevancia socioeconómica y productiva a nivel regional ya que ha sido la base del sustento de varias pesquerías artesanales y deportivas, así como de desarrollo turístico (Zalba *et al.*, 2008).

Tal como se mencionó anteriormente, la importancia de este sector para las aves playeras fue destacada por Morrison y Ross (1989). Estos autores observaron 6.634 aves playeras en dichas bahías, de las cuales aproximadamente 4.500 fueron aves chicas que representaron el 10,9% del total de Argentina y el 6,4% del total observado en la costa atlántica de Sudamérica. Entre las aves playeras de tamaño mediano y grande destacaron la importancia del área para el playero rojizo y la becasa de mar. El valor potencial para las aves playeras migratorias también fue mencionado por Blanco y Canevari (1998), quienes destacaron la presencia de entre un 4 y 16% de la población del corredor migratorio de playerito rabadilla blanca. Aunque la comunidad de aves playeras no ha sido estudiada al mismo nivel de detalle que en el resto de los ecosistemas, estos antecedentes deben ser tenidos en cuenta para la planificación de relevamientos futuros (Zalba *et al.*, 2008). Tres censos aéreos llevados a cabo en las tres bahías por Petracci *et al.* y Morrison y Petracci (datos no publicados) en los años 2010, 2011 y 2012 arrojaron resultados interesantes. En base a los números obtenidos se pudo establecer que la zona reviste una gran importancia para el chorlo pampa, el chorlito doble collar, la becasa de mar, el playerito rabadilla blanca, el playero rojizo y los pitotoy.

## AMENAZAS Y CONSERVACIÓN

En el mundo, cerca del 50% de las aves playeras con tendencias poblacionales conocidas están declinando y una de las principales causas es la degradación de su hábitat (Colwell, 2010). Entre los aspectos más relevantes que hacen a las aves playeras susceptibles de extinción Myers *et al.* (1987) mencionan las siguientes:

- i) Características de su historia natural: presentan bajas tasas de reproducción con



tamaños pequeños de nidada y una temporada de reproducción corta que permite sólo una puesta anual.

ii) Especies muy gregarias: grandes porcentajes de las poblaciones se concentran en áreas relativamente pequeñas durante la migración y la época no reproductiva. Es por ello que aún las especies más numerosas y ampliamente distribuidas son susceptibles a la extinción.

iii) Cronología de la migración: tienen elevados requerimientos energéticos y dependen de las reservas que puedan acumular en cada parada migratoria para realizar con éxito el siguiente tramo del viaje. Adicionalmente, la disponibilidad de los recursos alimenticios varía estacionalmente, por lo que deben realizar sus migraciones siguiendo una cronología estricta, con tiempos acotados.

iv) Competencia con el hombre: los humedales, en especial los costeros, se encuentran entre los ambientes más amenazados del mundo. Se estima que cerca del 60% de la población mundial de aves playeras se encuentran en humedales costeros. El manejo y conservación de estos ambientes es esencial para el mantenimiento de poblaciones viables (Colwell, 2010).

Los ecosistemas más importantes para las aves playeras de la costa bonaerense se encuentran legalmente protegidos, sin embargo, se pone de manifiesto la necesidad de aumentar los esfuerzos que apunten al manejo efectivo de dichas áreas y la implementación de sus planes de manejo, para garantizar así la conservación de las poblaciones de estas aves a largo plazo (Petracci, 2005b; Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación *et al.*, 2007). En la costa bonaerense, algunas de las amenazas a las que se enfrentan estas aves incluyen disturbios directos como los ocasionados por el tránsito vehicular en playa o las actividades recreativas como deportes náuticos que alteran sus comportamientos de alimentación y descanso diarios. También se enfrentan a disturbios indirectos como la degradación de ambientes a causa de contaminación por escorrentía urbana y agrícola o por desechos municipales e industriales, la erosión costera como consecuencia del cambio climático o desarrollo urbano y la expansión de especies invasoras. A continuación detallamos las principales amenazas y las diferentes categorías de protección que presentan los sitios prioritarios de la provincia de Buenos Aires.

**Bahía Samborombón.** Entre las principales amenazas en este humedal se encuentran: a) la erosión de costas debida al cambio climático global (Codignotto *et al.*, 2012); b) la contaminación de aguas por efluentes cloacales, biocidas, metales pesados, derrame de hidrocarburos, etc. (Schenone *et al.*, 2007, 2008; Cappello y Fortunato, 2008); c) cambios en la composición y estructura de los pastizales a causa de prácticas ganaderas inadecuadas (Jacobo, 2012); d) modificación del ambiente ocasionada por los chanchos jabalíes (*Sus scrofa*); e) generación de diques y rellenos como producto de las canalizaciones; f) proyectos de energía eólica en la zona costera y g) turismo no planificado (Giaccardi, 2013).

En la mayor parte de la bahía el turismo y la recreación se encuentran limitados por las dificultades de acceso. Sin embargo, Punta Rasa ubicada en el partido de La Costa, uno de los destinos turísticos más importantes de la provincia de Buenos Aires, posee

playas arenosas fácilmente accesibles. En este sector las principales amenazas son: i) el tránsito vehicular que ocasiona disturbios directos (impidiendo que desarrollen normalmente sus actividades de descanso, alimentación y nidificación) e indirectos (destrucción de la fauna bentónica y compactación del sedimento) a las aves, y ii) el desarrollo de actividades náuticas que ocasiona disturbios directos similares a los mencionados para el tránsito vehicular. Dentro de las actividades náuticas se encuentran aquellas realizadas con embarcaciones a motor como la moto de agua, o con velas como el kitesurf (Giaccardi, 2013).

El sitio cuenta con numerosas áreas naturales protegidas tanto municipales, provinciales, nacionales, como internacionales. Su extremo sur, Punta Rasa ha sido declarada Reserva Municipal, dependiente de la Municipalidad de La Costa. Hay cinco unidades de conservación provinciales a cargo del Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS): Reservas Natural Integral y de Objetivo Definido Bahía Samborombón, Reservas Natural Integral y de Objetivo Definido Rincón de Ajó y Refugio de Vida Silvestre Bahía Samborombón. En la zona de General Lavalle se encuentra el Parque Nacional Campos del Tuyú a cargo de la Administración de Parques Nacionales. Finalmente a nivel internacional ha sido declarada Humedal de Importancia Internacional según la convención de Ramsar, Sitio de Importancia Internacional para la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras y Área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA – BA09) según BirdLife International (Di Giacomo, 2005).

**Albúfera de Mar Chiquita.** Entre las amenazas más importantes en este sitio se pueden mencionar el desarrollo urbano, la erosión de playas marinas y médanos como causa de extracciones ilegales de arena y tránsito vehicular y los disturbios ocasionados por la gran cantidad de visitantes que recibe el área durante el período estival y los fines de semana, especialmente los provocados por la utilización de hidrodeslizadores (Iribarne *et al.*, 2001).

Como consecuencia de la construcción del puente de CELPA el flujo entre la cuenca y el mar se redujo a un tercio de su flujo original. Actualmente se están realizando tareas de refulado, que consisten en la extracción de arena en la desembocadura de la laguna y el relleno artificial de playa en el balneario Mar Chiquita. Según la evaluación de impacto ambiental realizada por Isla e Isacch (2010), los bancos que serán removidos son ocupados por aves marinas y sólo ocasionalmente por aves playeras. Estas especies no dependen exclusivamente de dichos bancos ya que éstos no han sido permanentes y su variación histórica está ligada a causas naturales y al desarrollo de diferentes obras. Por lo tanto, el refulado impactaría negativamente a las aves marinas y playeras, aunque dicho impacto sería de baja magnitud y de carácter reversible ya que la posibilidad de formación de los bancos una vez removidos es alta. Esta obra ampliará el área de flujo permitiendo recuperar el régimen de mareas en la laguna y facilitar su drenaje.

Otra potencial amenaza está dada por los poliquetos invasores, formadores de arrecifes, *Ficopomatus enigmaticus*. Estos poliquetos fueron observados a partir de la década del 70 en Mar Chiquita (Orensanz y Estivariz, 1972) y durante la última década su

densidad aumentó drásticamente, llegando a ocupar el 80% del bentos de la porción salobre de la laguna (Schwindt *et al.*, 2004). Un estudio realizado por Bruschetti *et al.* (2009) mostró que las aves playeras fueron más abundantes en áreas con arrecifes que en áreas sin colonizar. Las aves migratorias neárticas, utilizaron los arrecifes principalmente para alimentarse mientras que las residentes (como el tero común, *Vanellus chilensis*) las utilizaron para descansar. Basándose en observaciones focales, concluyeron que hay un efecto positivo del poliqueto invasor tanto en el uso de hábitat de las aves como en sus tasas de forrajeo. Sin embargo, creemos que son necesarios estudios más detallados acerca de las presas consumidas en dichos arrecifes y las tasas de retorno energético diarias que aportan en comparación con los organismos que ingieren en zonas con ausencia de fauna exótica. Las aves utilizan señales ambientales para tomar decisiones acerca de su comportamiento e historia de vida como por ejemplo cuándo migrar, cuándo reproducirse y qué comer, entre otras. En ambientes modificados repentinamente podrían no tener la suficiente plasticidad fenotípica para evaluar y responder a esta nueva situación. En estos casos, las señales que eran confiables en el pasado podrían no ser adaptativas en la actualidad. Así, los organismos se encuentran atrapados por sus respuestas evolutivas, a señales y experiencias que disminuyen su supervivencia y reproducción, haciendo que escojan ambientes de baja calidad (Schlaepfer *et al.*, 2002).

A nivel provincial la Reserva Natural Mar Chiquita, administrada por el OPDS, cuenta con dos categorías de manejo: la Reserva de Usos Múltiples y el Refugio de Vida Silvestre. A nivel internacional ha sido declarada Reserva de la Biosfera de UNESCO, por la diversidad de aves, las altas concentraciones de especies acuáticas y la presencia de especies amenazadas, y Área de Importancia para la Conservación de las Aves (BA-11) según BirdLife International (Di Giacomo, 2005).

**Estuario o Ría de Bahía Blanca.** Durante las últimas décadas el estuario fue sometido a diversos niveles de impacto y contaminación. Los más evidentes son resultado de la cercanía a los ejidos urbanos, polos industriales y puertos. La contaminación por coliformes, derivados de hidrocarburos aromáticos y pesticidas, metales pesados como el mercurio, plomo y cadmio, y la descarga de efluentes cloacales crudos, son los más importantes. El dragado de canales también se menciona como un impacto muy negativo sobre el ecosistema en general (Petracci y Sotelo, 2013). La reciente invasión de la ostra japonesa o del Pacífico (*Crassostrea gigas*) que se encuentra en expansión (Dos Santos y Fiori, 2010) representa una amenaza potencial ya que si bien no parecería afectar negativamente los hábitos de alimentación de ciertas especies (Escapa *et al.*, 2004) podría ocasionar cambios estructurales en el ecosistema con impactos negativos para algunas especies de aves playeras (Luckenbach, 1984; Kelly *et al.*, 1996). Respecto a este organismo invasor, también hay que considerar los posibles efectos de las trampas ecológicas o evolutivas (Schlaepfer *et al.*, 2002) descritos en la sección de “Amenazas...” en la Albufera de Mar Chiquita.

Un aspecto positivo para la conservación de las aves playeras en la zona es que la mayoría del ecosistema se encuentra legalmente protegido. Existen cuatro áreas natu-

rales protegidas en el estuario de Bahía Blanca, dos de ellas pertenecientes al Sistema de Áreas Naturales Protegidas de la provincia de Buenos Aires (la Reserva Natural Provincial de Uso Múltiple Bahía Blanca, Bahía Falsa, Bahía Verde y la Reserva Natural Provincial Isla del Puerto o de la Gaviota Cangrejera), una bajo administración municipal (Reserva Natural Costera Municipal de Bahía Blanca) y una nacional, la Reserva Natural de la Defensa Baterías - Charles Darwin bajo el manejo de la Administración de Parques Nacionales y la Armada Argentina. En conjunto, conservan una parte mayoritaria del ecosistema estuarial, sin embargo, sectores clave como el frente costero y el embudo interno, en cercanías a Puerto Cuatrerros, y la desembocadura del río Sauce Chico o la paleoalbufera de Arroyo Pareja (en el partido de Coronel Rosales), aún carecen de protección legal. Esta última se encuentra en camino de creación de una nueva área protegida provincial.

En los partidos de Bahía Blanca y Coronel Rosales, las aves playeras migratorias en general y el playero rojizo en particular, fueron declaradas como especies “Emblemáticas” de ambos partidos respectivamente. La Reserva Natural Provincial de Uso Múltiple Bahía Blanca, Bahía Falsa y Bahía Verde, además, está dentro de las Áreas Importantes para la Conservación de las Aves (AICAs-BA15) definidas para Argentina por BirdLife International (Di Giacomo, 2005). Además, uno de los objetivos de conservación más prioritarios de su plan de manejo contempla la protección de las aves playeras migratorias (Sotelo y Massola, 2008). También fue incluida junto a las 68 Áreas Valiosas de Pastizal identificadas para Argentina, Uruguay y sur de Brasil (Bilencica y Miñarro, 2004). En el año 2008 fue listada dentro de las 20 Áreas Prioritarias para la Conservación de las Aves Migratorias Neárticas en los Pastizales del Cono Sur de Sudamérica (Di Giacomo y Parera, 2008).

**Bahías Anegada, Unión y San Blas.** En 1987 fue creada la Reserva Faunística Natural Integral Provincial Bahía Anegada (Ley 10.492) que comprende 7.386 ha. En el año 2001 la reserva cambia su estatus a Uso Múltiple abarcando todas las aguas de las bahías (Ley 12.788). En términos generales, si bien cuenta con una propuesta formal de plan de manejo, que incluye un objetivo específico relacionado a la conservación de las aves migratorias (Objetivo 6, Conservar Especies Migratorias), hasta el momento éste no fue implementado (Zalba *et al.*, 2008). Por otra parte, la ausencia de personal de guardaparques, casi desde el momento de su creación, hace que la misma se encuentre ante una situación de mayor vulnerabilidad. En lo que respecta a las aves playeras en particular, según el plan de manejo, el estado de conocimiento actual de este grupo es insuficiente o parcial, aspecto que dificulta establecer amenazas puntuales en el área (P. Petracci en Zalba *et al.*, 2008).

En 1981, la ostra del Pacífico fue introducida en forma ilegal por una empresa de cultivos marinos en la zona de Bahía Anegada. El emprendimiento económico fracasó y las ostras fueron liberadas al mar (Zalba *et al.*, 2008). Este núcleo de animales dio origen a múltiples bancos silvestres detectados en la actualidad dentro de la reserva, los cuales se han expandido en toda el área. Esta especie, modificó profundamente la estructura de este ecosistema (Escapa *et al.*, 2004), y podría representar una amenaza

potencial para el abastecimiento de algunas especies de aves playeras, aspecto que deberá ser tenido en cuenta en monitoreos y estudios futuros.

## AVES PLAYERAS Y CAMBIO CLIMÁTICO

Las aves playeras son particularmente susceptibles a los efectos del cambio climático, particularmente aquellas especies que nidifican o utilizan sitios de descanso a altas latitudes, ya que allí se espera que los efectos sean más severos. Los factores responsables de esta vulnerabilidad son la pérdida de hábitat en áreas de nidificación (en especial de las especies que reproducen en el Ártico y en zonas costeras), en paradas migratorias y en áreas de descanso no reproductivo por el aumento del nivel del mar (Galbraith *et al.*, 2014). No se conoce la capacidad que tendrá este grupo de aves para adaptarse a los cambios modificando sus patrones de uso de hábitat durante la reproducción, migración y/o nidificación en el futuro. Sin embargo, es probable que no todas las especies puedan adaptarse, especialmente aquellas que nidifican en el Ártico de las que se sabe que tienen una reducida variabilidad genética como producto de variaciones climáticas pasadas (Galbraith *et al.*, 2014).

Los seres humanos somos responsables del acelerado aumento de las temperaturas de la superficie terrestre debido a la emisión de gases de efecto invernadero, produciendo el fenómeno del Calentamiento Global. En consecuencia, se espera un incremento del nivel del mar que inundará numerosas zonas costeras bajas e intermareales en todo el planeta. La proyección más aceptada indica que en los próximos 100 años, el nivel del mar se incrementará globalmente entre 10 y 90 cm (IPCC, 2001). Este incremento podría convertir los hábitats intermareales en submareales reduciendo la disponibilidad de ambientes de alimentación para las aves playeras durante la migración e invernada (Galbraith *et al.*, 2005).

A escala local, estos incrementos se manifestarán diferencialmente pudiendo ser mayores o menores según el caso. Según Diez *et al.* (2007) tres de los cuatro humedales más importantes para las aves playeras en la provincia de Buenos Aires (Bahía Samborombón, Estuario de Bahía Blanca y Bahía Anegada), sufrirán inundación directa en caso de ascenso del nivel del mar y serán los más afectados de la costa bonaerense.

## SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Los servicios ecosistémicos son procesos naturales que benefician directa o indirectamente el bienestar humano. Las aves acuáticas en general, y las playeras en particular brindan múltiples servicios, algunos de ellos con implicancias directas en el mantenimiento de las condiciones ecológicas de los humedales. Entre ellos se pueden mencionar: el control de especies perjudiciales o dañinas para la salud humana, la participación en el ciclo de nutrientes y energía, el rol como ingenieros ecosistémicos y bioindicadores de calidad de hábitat y enfermedades, la capacidad de facilitar la recolonización de especies en humedales aislados o alterados, la capacidad de dispersar semillas e invertebrados y de proveer servicios culturales y recreativos como la observación de aves (Green y Elmberg, 2014).

La observación de aves es una actividad practicada por millones de personas a nivel mundial. Si bien la información disponible en nuestra región es escasa, el último censo nacional del Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos (U. S. Department of the Interior *et al.*, 2011) permite tener noción acerca del impacto de esta actividad en otras partes del mundo. Por ejemplo en el año 2011, un total de 71,8 millones de personas dedicaron parte de su tiempo a la observación de vida silvestre y el 84% de los observadores dedicaron al menos parte de su tiempo específicamente a la observación de aves. Para realizar estas actividades dichos observadores invirtieron en el año cerca de 55 billones de dólares, de los cuales más de 17 billones estuvieron asociados a gastos del viaje (transporte, comida y alojamiento), casi 3 billones a equipamiento fotográfico y 618 millones a equipamiento óptico (binoculares y telescopios). Más allá de las diferencias geográficas obvias, no hay dudas de que la observación de aves y su impacto económico asociado, se están incrementando día a día en todas partes del mundo. De este modo, el turismo ecológico podría ser, para las comunidades locales de algunos sectores costeros de la provincia de Buenos Aires, más beneficioso que el turismo tradicional. No sólo por ser compatible con la conservación de los recursos naturales sino también por permitir un desarrollo económico asociado. Por ello, es importante que las autoridades encargadas de la administración de las áreas protegidas de aquellas localidades bonaerenses con características ambientales excepcionales promuevan el desarrollo de dichas prácticas.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos especialmente a Cintia Celsi y José Athor por invitarnos a participar de esta obra y permitirnos difundir nuestro trabajo y el conocimiento sobre el estado de las aves playeras en las costas bonaerenses. También agradecemos a los organismos que actualmente financian nuestras investigaciones: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Western Hemisphere Migratory Species Initiative - Organización de los Estados Americanos (WHMSI-OEA), the Rufford Foundation y a aquellas instituciones que proveen infraestructura para el desarrollo de las mismas: Universidad Nacional de Mar del Plata, Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible y Municipalidad de La Costa. Un especial agradecimiento a Patricia González, Charles Duncan, Allan Baker, Daniel Blanco y Guy Morrison por su aporte y colaboración en los relevamientos del estuario de Bahía Blanca y su compromiso con la conservación de las aves playeras migratorias en general.

## BIBLIOGRAFÍA

- Atkinson, P., A. J. Baker, R. M. Bevan, N. A. Clark, K. B. Cole, P. M. González, J. Newton, L. J. Niles y R. A. Robinson. 2005. Unravelling the migratory strategies of a long-distance migrant using stable isotopes: Red Knot *Calidris canutus* movements in the Americas. *Ibis*, 147: 738-749.
- Bachman, S. y C. A. Darrieu. 2010. Biología reproductiva del ostrero pardo (*Haematopus palliatus*) en el Sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *El Hornero*, 25: 75-84.
- Bala, L. O., V. L. D'Amico y P. Stoyanoff. 2002. Migrating shorebirds at Península Valdés, Argentina: Report for the year 2000. *Wader Study Group Bulletin*, 98: 6-9.
- Belenguer, C., K. Delhey, S. Di Martino, P. Petracci y A. Scorolli. 1992. Observaciones de aves playeras migratorias de Bahía Blanca. *Boletín Informativo Grupo Argentino de Limícolas* Nro. 10.
- Bilencu D. y F. Miñarro. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizal (AVPs) en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires.
- Blanco, D. E. 1998. Uso de hábitat por tres especies de aves playeras (*Pluvialis dominica*, *Limosa haemastica* y *Calidris fuscicollis*) en relación con la marea en Punta Rasa, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 71: 87-94.
- Blanco, D. E. y P. Canevari. 1998. Identifying Wetlands of Critical Value to Shorebirds in South America: An Updated Panorama About Distribution and Numbers. *Wetlands International publication*, Buenos Aires, Argentina.
- Blanco, D. E., G. D. Pugniali y H. Rodríguez Goñi. 1988. Punta Rasa: su importancia en la conservación de las aves migratorias. Informe inédito. ICBP-PACS, Buenos Aires.
- Blanco, D. E., H. Rodríguez Goñi y G. Pugniali. 1992. La importancia de Punta Rasa, Buenos Aires, en la migración del chorlo rojizo (*Calidris canutus*). *El Hornero*, 13: 193-199.
- Blanco, D., P. González y M. Martínez. 1995. La migración de la becasa de mar *Limosa haemastica* (Charadriiformes: Scolopacidae), en el sur de América del Sur. *Vida Silvestre Neotropical*, 4: 119-124.
- Blanco, D., P. Yorio, G. Pugniali y P. Petracci. 2001. Distribution and abundance of migratory shorebirds along the coast of the Buenos Aires province, Argentina: towards a model of habitat use and conservation guidelines. Extra Wader Study Group Conference, Wallops Marine Consortium, Virginia, USA.
- Blanco, D., P. Yorio, P. Petracci y G. Pugniali. 2006. Distribution and abundance of non-breeding shorebirds along the coasts of the Buenos Aires Province, Argentina. *Waterbirds*, 29: 381-390.
- Bortolus, A. 2001. Marismas en el Atlántico Sudoccidental. En: Iribarne, O. (ed.). *Reserva de Biosfera Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas*. Editorial Martín, Mar del Plata.
- Bruschetti, M., C. Bazterrica, T. Luppi y O. Iribarne. 2009. An invasive intertidal reef-forming polychaete affect habitat use and feeding behavior of migratory and locals birds in a SW Atlantic coastal lagoon. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 375: 76-83.
- Canepuccia, A. D., J. P. Isacch, D. A. Gagliardini, A. H. Escalante y O. O. Iribarne. 2007. Waterbird response to changes in habitat area and diversity generated by rainfall in a SW Atlantic coastal lagoon. *Waterbirds*, 30: 541-553.
- Canevari, P., G. Castro, M. Sallaberry y L. G. Naranjo. 2001. Guía de los chorlos y playeros de la Región Neotropical. American Bird Conservancy, WWF-US, Humedales para las Américas y Manomet Conservation Science, Asociación Calidris, Santiago de Cali, Colombia.
- Cappello, V. y N. Fortunato. 2008. Agroquímicos en la provincia de Buenos Aires: información ecotoxicológica y aspectos ambientales. Informe Inédito. Dirección Provincial de Recursos Naturales, Programa Gestión Ambiental en Agroecosistemas, Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible, Buenos Aires.

- Chebez, J. C. 2008. Los que se van. Fauna argentina amenazada. Tomo 1. Albatros, Buenos Aires.
- Chebez, J. C. 2009. Otros que se van. Fauna Argentina amenazada. Albatros, Buenos Aires.
- Clay, R. P., A. J. Lesterhuis y O. Johnson. 2010. Conservation Plan for the American Golden-Plover (*Pluvialis dominica*). Version 1.1. Manomet Center for Conservation Sciences, Manomet, Massachusetts.
- Clay, R. P., A. J. Lesterhuis y S. Centrón. 2012. Conservation Plan for the Lesser Yellowlegs (*Tringa flavipes*). Version 1.0. Manomet Center for Conservation Sciences, Manomet, Massachusetts.
- Codignotto, J. O., W. C. Dragani, P. B. Martin, C. G. Simonato, R. A. Medina y G. Alonso. 2012. Wind-wave climate change and increasing erosion in the outer Río de la Plata, Argentina. *Continental Shelf Research*, 38: 110-116.
- Colwell, M. A. 2010. Shorebird ecology, conservation and management. University of California Press, California, USA.
- Dabbene, R. 1920. Notas sobre los chorlos de Norte América que invernan en la República Argentina. *El Hornero*, 2: 99-128.
- Delhey, K. y P. F. Petracci. 2004. Aves marinas y costeras. En: Piccolo, M. C. y M. S. Hoffmeyer (eds.). *Ecosistema del Estuario de Bahía Blanca*. IADO. Bahía Blanca.
- Di Giacomo, A. S. 2005. Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. *Temas de naturaleza y conservación*, 5: 1-514.
- Di Giacomo, A. S. y A. F. Parera. 2008. 20 Áreas Prioritarias para la Conservación de las Aves Migratorias Neárticas en los Pastizales del Cono Sur de Sudamérica. Editorial G. Stamatti. Buenos Aires, Argentina.
- Diez, P. G., G. M. E. Perillo y M. C. Piccolo. 2007. Vulnerability to Sea-Level Rise on the Coast of the Buenos Aires Province. *Journal of Coastal Research*, 231: 119-126.
- Dos Santos, E. P. y S. M. Fiori. 2010. Primer registro sobre la presencia de *Crassotrea gigas* (Thunberg, 1793) (Bivalvia: Ostreidae) en el estuario de Bahía Blanca (Argentina). *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay*, 9: 245- 252.
- Elías, R., O. Iribarne, C. S. Bremec y D. E. Martínez. 2004. Comunidades bentónicas de fondos blandos. En: Piccolo, M. C. y M. S. Hoffmeyer (eds.). *Ecosistema del Estuario de Bahía Blanca*. IADO. Bahía Blanca.
- Escapa, M., J. P. Isacch, P. Daleo, J. Alberti, O. Iribarne, M. Borges, E. P. Dos Santos, D. A. Gagliardini y M. Lasta. 2004. The distribution and ecological effects of the introduced Pacific Oyster *Crassotrea gigas* (Thunberg, 1973) in Northern Patagonia. *Journal of Shellfish Research*, 23: 765-772.
- Fiori, S. M. y M. E. Carbone. 2006. Los ambientes naturales de la Reserva de Usos Múltiples Bahía San Blas. Actas IV Jornadas Interdisciplinarias del Sudoeste Bonaerense. EDIUNS. 2: 97-103.
- Galbraith, H., R. Jones, R. Park, J. Clough, S. Herrod-Julius, B. Harrington y G. Page. 2005. Global Climate Change and Sea Level Rise: Potential Losses of Intertidal Habitat for Shorebirds. Reporte Técnico, USDA Forest Service. PSW-GTR-191.
- Galbraith H., D. W. Des Rochers, S. Brown y J. M. Reed. 2014. Predicting Vulnerabilities of North American Shorebirds to Climate Change. PLoS ONE 9(9): e108899. doi:10.1371/journal.pone.0108899.
- Giaccardi, M. 2013. Fortaleciendo las capacidades en la gestión de los recursos naturales en la Bahía Samborombón. Informe final de consultoría. Universidad Nacional de La Plata, Proyecto Freplata II, Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible, Buenos Aires.
- González, P. M. 1996. Habitat partitioning and the distribution and seasonal abundance of migratory plovers and sandpipers in Los Alamos, Río Negro, Argentina. En: Hiicklin, P. (ed.). *Shorebird Ecology and Conservation in the Western Hemisphere. International Wader Studies*, 8: 93-102.



- González, P. M. (coord.). 2010. Monitoring of the Red Knot *Calidris canutus* in 5 sites in Argentina: Bahía Blanca (Buenos Aires), San Antonio Oeste (Río Negro), Península Valdés (Chubut), Río Gallegos (Santa Cruz) and Río Grande (Tierra del Fuego), and Uruguay 2009. Informe inédito, Manomet Center for Conservation Sciences.
- Goss-Custard, J. D., R. E. Jones y P. E. Newbery. 1977. The Ecology of the Wash. I. Distribution and Diet of Wading Birds (Charadrii). *Journal of Applied Ecology*, 14: 681-700.
- Green, A. J y J. Elmerg. 2014. Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews*, 89: 105-122.
- Harrington, B. A., C. Picone, S. Lara Resende y F. Leeuwenberg. 1993. Hudsonian Godwit *Limosa haemastica* migration in southern Argentina. *Wader Study Group Bulletin*, 67: 41-44.
- Ieno, E., D. Alemany, D. E. Blanco y R. Bastida. 2004. Prey size selection by Red Knot feeding on Mud Snails at Punta Rasa (Argentina) during migration. *Waterbirds*, 27: 493-498.
- IPCC. 2001. The Third Assessment Report of Working Group 1 of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Summary for Policymakers. (<http://www.ipcc.ch>).
- Iribarne, O. O. y M. M. Martínez. 1999. Predation on the southwestern Atlantic Fiddler Crab (*Uca uruguayensis*) by migratory shorebirds (*Pluvialis dominica*, *P. squatarola*, *Arenaria interpres*, and *Numenius phaeopus*). *Estuaries*, 22: 47-54.
- Iribarne, O., S. Bachman, A. Canepuccia, V. Comparatore, A. Farias, J. P. Isacch, V. Moreno y L. Vega. 2001. Recomendaciones para el manejo y conservación de la Reserva Mar Chiquita. En: Iribarne O. (ed). *Reserva de Biosfera Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas*. Editorial Martin, Mar del Plata.
- Iribarne, O., M. Bruschetti, M. Escapa, J. Bava, F. Botto, J. Gutiérrez, G. Palomo, K. Delhey, P. Petracci y A. Gagliardini. 2005. Small and large-scale effect of the SW Atlantic burrowing crab *Chasmagnathus granulatus* on habitat use of migratory shorebirds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 315: 87-101.
- Isacch, J. P. 2001. Mapa de vegetación de la reserva Mar Chiquita y áreas circundantes. En: Iribarne O. (ed). *Reserva de Biosfera Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas*. Editorial Martin, Mar del Plata.
- Isacch, J. P. y M. M. Martínez. 2003. Habitat use by non-breeding shorebirds in Flooding Pampas grasslands of Argentina. *Waterbirds*, 26: 494-500.
- Isacch, J. P., C. S. B. Costa, L. Rodríguez-Gallego, D. Conde, M. Escapa, D. A. Gagliardini y O. O. Iribarne. 2006. Distribution of saltmarsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the SW Atlantic coast. *Journal of Biogeography*, 33: 888-900.
- Isla, F. I. y E. S. Gaido. 2001. Evolución geológica de la laguna Mar Chiquita. En: Iribarne, O. (ed.). *Reserva de Biosfera Mar Chiquita. Características físicas, biológicas y ecológicas*. Editorial Martín. Mar del Plata.
- Isla, F. I. y J. P. Isacch. 2010. Evaluación de Impacto Ambiental. Dragado de la desembocadura de la albufera y relleno artificial de playa entre escolleras N° 1 y N° 3 del Balneario Mar Chiquita. Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, Departamento de Biología, Universidad Nacional de Mar del Plata.
- IUCN Red List of Threatened Species. 2015. Version 2015.4. <http://www.iucnredlist.org>.
- Jacobo, E. 2012. Manejo de pastizales naturales para una ganadería sustentable en la Pampa Deprimida. Buenas prácticas para una ganadería sustentable de pastizal. Kit de extensión para las Pampas y Campos. Fundación Vida Silvestre Argentina, Aves Argentinas.
- Jaramillo, A. P. 2000. Punta Rasa, South America's first vagrant trap? *Cotinga*, 14: 33-38.
- Kelly, J. P., J. G. Evens, R. W. Stallcup y D. Wimpfheimer. 1996. The effects of aquaculture on habitat use by wintering shorebirds. *California Fish and Game*, 82: 160-174.
- Küpper, C., J. Augustin, A. Kosztlányi, T. Burke, J. Figuerola y T. Székely. 2009. Kentish versus Snowy Plover: Phenotypic and genetic analyses of *Charadrius alexandrinus* reveal divergence of Eurasian and American subspecies. *Auk*, 126: 839-852.

- Lanctot, R. B., D. E. Blanco, R. A. Dias, J. P. Isacch, V. A. Gill, J. Bosi de Almeida, K. Delhey, P. F. Petracci, G. A. Bencke y R. Balbuena. 2002. Conservation status of the buff-breasted sandpiper: historic and contemporary distribution and abundance in South America. *Wilson Bulletin*, 114: 44-72.
- Lanctot, R. B., J. Aldabe, J. Bosi de Almeida, D. Blanco, J. P. Isacch, J. Jorgensen, S. Norland, P. Rocca y K. M. Strum. 2010. Conservation Plan for the Buff-breasted Sandpiper (*Tryngites subruficollis*). Version 1.1. U. S. Fish and Wildlife Service, Anchorage, Alaska, and Manomet Center for Conservation Sciences, Manomet, Massachusetts, USA.
- Le Nevé, A. y M. Manzione. 2011. First record of the Lesser Sand Plover (*Charadrius mongolus*) in Argentina: a new species for the country and for South America. *El Hornero*, 26: 177-180.
- López-Lanús, B., P. Grilli, E. Coconier, A. Di Giacomo y R. Banchs. 2008. Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación. Informe de Aves Argentinas /AOP y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires.
- Luckenbach, M. W. 1984. Biogenic structure and foraging by five species of shorebirds (Charadrii). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 196: 691-696.
- Martínez, M. M. 2001. Avifauna de Mar Chiquita. Síntesis del trabajo de Mariano Manuel Martínez. En: Iribarne O. (Ed.). *Reserva de Biosfera Mar Chiquita. Características físicas, biológicas y ecológicas*. Editorial Martín, Mar del Plata.
- Martínez-Curci, N. S. 2016. Ecología de aves playeras migratorias durante la invernada, migración y sobre-veraneo en Bahía Samborombón, Buenos Aires, Argentina. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires.
- Martínez-Curci, N. S., A. B. Azpiroz, A. T. Gianuca, D. Gianuca, R. E. Simpson y R. A. Dias. 2014. Willet (*Tringa semipalmata*) status update in Southeastern South America. *Ornitología Neotropical*, 25: 135-144.
- Martínez-Curci, N. S., J. P. Isacch y A. B. Azpiroz. 2015a. Shorebird seasonal abundance and habitat-use patterns in Punta Rasa, Samborombón Bay, Argentina. *Waterbirds*, 38: 68-76.
- Martínez-Curci, N. S., E. Bremer, A. B. Azpiroz, G. E. Battaglia, J. C. Salerno, J. P. Isacch, P. M. González, G. J. Castresana y P. Rojas. 2015b. Annual occurrence of Red Knot *Calidris canutus rufa* at Punta Rasa, Samborombón Bay, Argentina, over a 30-year period (1985-2014). *Wader Study*, 122: doi 10.18194/ws.00018.
- Martínez-Curci, N. S., A. B. Azpiroz y J. P. Isacch. 2015c. Dietary relationships among Nearctic and Neotropical migratory shorebirds in a key coastal wetland of South America. *Emu*, 115: 326-334.
- Mc Neil, R., M. T. Diaz y A. Villeneuve. 1994. The mystery of shorebird over-summering: A new hypothesis. *Ardea*, 82: 143-152.
- Morrison, R. y R. Ross. 1989. Atlas of Nearctic shorebirds on the coast of South America. Canadian Wildlife Service, Special Publication. Ottawa, Canada.
- Morrison, R. I. G., B. J. Mc Caffery, R. E. Gill, S. K. Skagen, S. L. Jones, G. W. Page, C. L. Gratto-Trevor y B. A. Andres. 2006. Population estimates of North American shorebirds, 2006. *Wader Study Group Bulletin*, 111: 67-85.
- Myers, J. P. 1983. Conservation of migrating shorebirds: staging areas, geographic bottlenecks, and regional movements. *Migration and Conservation*, 37: 23-25.
- Myers, J. P. y L. P. Myers. 1979. Shorebirds of coastal Buenos Aires Province, Argentina. *Ibis*, 121: 186-200.
- Myers, J. P., R. I. G. Morrison, P. Z. Antas, B. A. Harrington, T. E. Lovejoy, M. Sallaberry, S. E. Senner y A. Tarak. 1987. Conservation strategy for migratory species. *American Scientist*, 75: 19-26.
- Narosky T. y A. G. Di Giacomo. 1993. Las aves de la provincia de Buenos Aires: Distribución y status. Asociación Ornitológica del Plata, Vazquez Mazzini Editores y Literature of Latin America. Buenos Aires.

- Niles, L. J., H. P. Sitters, A. D. Dey, P. W. Atkinson, A. J. Baker, K. A. Bennett, R. Carmona, K. E. Clark, N. A. Clark, C. Espoz, P. M. González, B. A. Harrington, D. E. Hernández, K. S. Kallasz, R. G. Lathrop, R. N. Matus, C. D. T. Minton, R. I. G. Morrison, M. K. Peck, W. Pitts, R. A. Robinson y I. L. Serrano. 2008. Status of the Red Knot (*Calidris canutus rufa*) in the Western Hemisphere. *Studies in Avian Biology*, 36: 1-185.
- Niles, L., H. Sitters, A. Dey y Red Knot Status Assessment Group. 2010. Red Knot Conservation Plan for the Western Hemisphere (*Calidris canutus*), Version 1.1. Manomet Center for Conservation Sciences, Manomet, Massachusetts, USA.
- O'Brien, M., R. Crossley y K. Karlson. 2006. The shorebird guide. Houghton Mifflin Company, Boston, Massachusetts, USA.
- Orensanz, J. M., M. C. Estivarez. 1972. Los anélidos poliquetos de aguas salobres de la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo de La Plata*, 11: 95-112. Universidad Nacional de La Plata.
- Petracci, P. F. 1998. Variación estacional de la comunidad de aves acuáticas de las lagunas costeras del partido de Monte Hermoso. Actas X Reunión Argentina de Ornitología, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Petracci, P. F. 2002. Diet of Sanderling in Buenos Aires Province, Argentina. *Waterbirds*, 25: 366-370.
- Petracci, P. F. 2005a. Fenología migratoria y ambientes utilizados por las aves playeras en el estuario de Bahía Blanca, Argentina. Actas XI Reunión Argentina de Ornitología, Buenos Aires.
- Petracci, P. F. 2005b. Áreas Protegidas del Litoral Atlántico de la provincia de Buenos Aires: efectividad de manejo y grado de implementación. Reporte Técnico de la Fundación Vida Silvestre Argentina y National Fish and Wildlife Foundation.
- Petracci, P. F. y K. Delhey. 2005. Guía de las aves marinas y costeras de la ría de Bahía Blanca. Edición del autor, Bahía Blanca.
- Petracci, P. F. y M. Sotelo. 2013. Aves del Estuario de Bahía Blanca: Una herramienta para su conocimiento y conservación. Grupo Editorial Muelle Sur, Bahía Blanca.
- Petracci, P. F., R. Sarria, M. Carrizo, N. Cozzani y M. Sotelo. 2009. Monitoreo de la migración de *Calidris canutus rufa* en el estuario de Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina. Temporada migratoria 2009. Fundación Inalafquen.
- Piersma, T. 2007. Using the power of comparison to explain habitat use and migration strategies of shorebirds worldwide. *Journal of Ornithology*, 148: 45-59.
- Piersma, T. y R. E. Gill. 1998. Guts don't fly: Small digestive organs in obese Bar-tailed Godwits. *The Auk*, 115: 196-203.
- Piersma, T., J. van Gils y P. Wiersma. 1996. Family Scolopacidae (sandpipers, snipes and phalaropes). En: del Hoyo J., A. Elliott y J. Sargatal (eds.). *Handbook of the birds of the world*. Volumen 1: Hoatzin to auks. Lynx Edicions, Barcelona, España, pp. 444-533.
- Piersma, T., P. Wiersma y J. Van Gils. 1997. The many unknowns about plovers and sandpipers of the world: introduction to a wealth of research opportunities highly relevant for shorebird conservation. *Wader Study Group Bulletin*, 82: 23-33.
- Piersma, T., G. A. Gudmundsson y K. Lilliendahl. 1999. Rapid changes in the size of different functional organ and muscle groups during refueling in a long-distance migrating shorebird. *Physiological and Biochemical Zoology*, 72: 405-415.
- Remsen, J. V., C. D. Cadena, A. Jaramillo, M. Nores, J. F. Pacheco, J. Pérez-Éman, M. B. Robbins, F. G. Stiles, D. F. Stotz y K. J. Zimmer. 2014. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union.
- Reta, R., P. Martos, G. M. E. Perillo, M. C. Piccolo y A. Ferrante. 2001. Características hidrográficas del estuario de la laguna Mar Chiquita. En: Iribarne O. (ed). *Reserva de Biosfera Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas*. Editorial Martín, Mar del Plata.
- Ribeiro, P. D., O. O. Iribarne, D. Navarro y L. Jáuregui. 2004. Environmental heterogeneity, spatial segregation of prey, and the utilization of southwest Atlantic mudflats by migratory shorebirds. *Ibis*, 146: 672-682.

- Schenone, N., A. V. Volpedo y A. F. Cirelli. 2007. Trace metal contents in water and sediments in Samborombón Bay wetland, Argentina. *Wetlands Ecology and Management*, 15: 303-310.
- Schenone, N., A. Volpedo y A. Fernández Cirelli. 2008. Estado trófico y variación estacional de nutrientes en los ríos y canales del humedal mixo-halino de Bahía Samborombón (Argentina). *Limnetica*, 27: 143-150.
- Schlaepfer, M. A., M. C. Runge y P. W. Sherman. 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology and Evolution*, 17: 474-480.
- Schwindt, E., C. G. De Francesco y O. O. Iribarne. 2004. Individual and reef growth of the introduced reef building polychaete *Ficopomatus enigmaticus* in a south-western Atlantic coastal lagoon. *Journal of the Marine Biological Association*, 84: 987-993.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Fundación Patagonia Natural y Fundación Vida Silvestre Argentina. 2007. Efectividad del manejo de las áreas protegidas marino-costeras de la Argentina. 1a ed. Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Senner, N. R. 2007. Conservation Plan for the Hudsonian Godwit (*Limosa haemastica*). Version 1.0. Manomet Center for Conservation Science, Manomet, Massachusetts.
- Senner, N. R., W. M., Hochachka, J. W. Fox y V. Afanasyev. 2014. An Exception to the Rule: Carry-Over Effects Do Not Accumulate in a Long-Distance Migratory Bird. *PLoS ONE* 9(2): e86588. doi:10.1371/journal.pone.0086588.
- Soriano, A. 1992. Río de la Plata Grasslands. En: Coupland, R. T. (ed) *Natural Grasslands: Introduction and Western Hemisphere. Ecosystems of the World*. Volume 8A, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Sotelo, M. y M. V. Massola. 2008. Propuesta de Plan de Manejo de la Reserva Natural de Uso Múltiple Bahía Blanca, Bahía Falsa y Bahía Verde. Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible de la provincia de Buenos Aires.
- Summers, R. W., L. G. Underhill y R. P. Prys-Jones. 1995. Why do young waders in southern Africa delay their first return migration to the breeding grounds? *Ardea*, 83: 351-357.
- U. S. Department of the Interior, U. S. Fish and Wildlife Service, y U. S. Department of Commerce, U. S. Census Bureau. 2011. National Survey of Fishing, Hunting, and Wildlife-Associated Recreation.
- van Tuinen, M. D., D. Waterhouse y G. J. Dyke. 2004. Avian molecular systematics on the rebound: A fresh look at modern shorebird phylogenetic relationships. *Journal of Avian Biology*, 35: 191-194.
- Vila, A. R., E. R. Bremer y M. S. Beade. 1994. Censos de Chorlos y playeros migratorios en la Bahía Samborombón, provincia de Buenos Aires, Argentina. Informe Técnico N° 2. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Zalba, S. M., A. J. Nebbia y S. M. Fiori. 2008. Propuesta de Plan de Manejo de la Reserva Natural de Uso Múltiple Bahía San Blas. 1a ed. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.

## APENDICE I.

Lista de las especies de aves playeras registradas en la provincia de Buenos Aires. La misma siguió el ordenamiento sistemático propuesto por Remsen *et al.* (2014). Además de las especies de hábitos costeros, o con presencia regular en estos ambientes, se listan aquellas especialistas de pastizales o humedales interiores indicadas con \*. El patrón migratorio indica si son especies residentes (Res), migratorias neárticas (Nea) o neotropicales (Neo) y la región de reproducción para las especies accidentales: Paleártica (Pal) o Indomalaya (Ind). La probabilidad de observación hace referencia a la frecuencia con la que cada especie puede ser observada en la provincia de Buenos Aires (BsAs) y en sus áreas de mayor importancia para las aves playeras (BS: Bahía Samborombón, BB: Bahía Blanca, MC: Mar Chiquita): A (Abundante: observaciones frecuentes de grandes abundancias), C (Común: observaciones frecuentes), PC (Poco común: observaciones poco frecuentes aunque mayormente anuales), O (Ocasional: observaciones muy poco frecuentes, generalmente no se producen todos los años), E (Errante: muy pocas o una única observación), SR (Sin Registros Publicados). El estatus de conservación muestra el estado de la especie a nivel nacional (Nac) siguiendo los criterios de Lopez-Lanús *et al.* (2008): EC (En peligro crítico), EN (En peligro), AM (Amenazada), VU (Vulnerable), NA (No amenazada), IC (Insuficientemente conocida), NE (No evaluada) e internacional (Int) siguiendo la clasificación de la Lista Roja de Especies Amenazadas de la IUCN (2015): LC (Preocupación menor), NT (Cercano a la amenaza), VU (Vulnerable), EN (En peligro) y CR (En peligro crítico).

		Patrón Migratorio	Probabilidad de Observación				Estatus de Conservación	
			BsAs	BS	MC	BB	Nac.	Int.
<b>Familia Charadriidae (Chorlos)</b>								
Chorlo Pampa	<i>Pluvialis dominica</i>	Nea	C	C	C	C	NA	LC
Chorlo Ártico	<i>Pluvialis squatarola</i>	Nea	C	C	PC	O	NA	LC
Chorlo Cabezón	<i>Oreopholus ruficollis</i>	Neo	C	C	C	C	NA	LC
Tero Común	<i>Vanellus chilensis</i>	Res	C	C	C	C	NA	LC
Chorlito Palmado	<i>Charadrius semipalmatus</i>	Nea	C	C	PC	C	NA	LC
Chorlo Nevado	<i>Charadrius nivosus</i>	Nea	E	E	SR	SR	NE	NT
Chorlito de Collar	<i>Charadrius collaris</i>	Res	PC	PC	PC	PC	NA	LC
Chorlito Doble Collar	<i>Charadrius falklandicus</i>	Neo	A	A	A	A	NA	LC
Chorlito Pecho Canela	<i>Charadrius modestus</i>	Neo	C	C	C	PC	VU	LC
Chorlito Mongol	<i>Charadrius mongolus</i>	Pal/Ind	E	E	SR	SR	NE	LC
<b>Haematopodidae (Ostreros)</b>								
Ostrero Común	<i>Haematopus palliatus</i>	Res	A	A	A	A	NA	LC
Ostrero Negro	<i>Haematopus ater</i>	Neo	O	O	O	O	NA	LC
Ostrero Austral	<i>Haematopus leucopodus</i>	Neo	O	SR	SR	E	NA	LC
<b>Recurvirostridae (Tero-reales)</b>								
Tero Real	<i>Himantopus mexicanus</i>	Res	A	A	A	A	NA	LC
<b>Chionidae (Palomas Antárticas)</b>								
Paloma Antártica	<i>Chionis albus</i>	Neo	PC	PC	PC	O	VU	LC

<b>Pluvianellidae</b>								
Chorlito Ceniciento	<i>Pluvianellus socialis</i>	Neo	O	E	O	O	EN	NT
<b>Scolopacidae (Playeros)</b>								
Batitú *	<i>Bartramia longicauda</i>	Nea	PC	SR	SR	O	VU	LC
Playero Esquimal *	<i>Numenius borealis</i>	Nea	PE	PE	PE	PE	EC	CR
Playero Trinador	<i>Numenius phaeopus</i>	Nea	PC	PC	O	PC	NA	LC
Becasa de Mar	<i>Limosa haemastica</i>	Nea	A	A	A	A	NA	LC
Vuelvepiedras	<i>Arenaria interpres</i>	Nea	C	C	PC	PC	NA	LC
Playero Rojizo	<i>Calidris canutus</i>	Nea	C	C	C	C	EN	NT
Playerito Blanco	<i>Calidris alba</i>	Nea	C	PC	PC	PC	NA	LC
Playerito Enano	<i>Calidris pusilla</i>	Nea	O	O	SR	SR	NA	NT
Playerito Rabadilla Blanca	<i>Calidris fuscicollis</i>	Nea	A	A	A	A	NA	LC
Playerito Unicolor	<i>Calidris bairdii</i>	Nea	C	PC	PC	C	NA	LC
Playero Pectoral *	<i>Calidris melanotos</i>	Nea	C	C	PC	PC	NA	LC
Playero Zancudo	<i>Calidris himantopus</i>	Nea	C	PC	PC	O	NA	LC
Playerito Canela *	<i>Tryngites subruficollis</i>	Nea	C	C	PC	PC	AM	NT
Becasa Gris	<i>Limnodromus griseus</i>	Nea	O	O	E	E	NA	LC
Becasina Común *	<i>Gallinago paraguaiae</i>	Res	C	C	PC	PC	NA	LC
Falaropo Común	<i>Phalaropus tricolor</i>	Nea	PC	PC	PC	PC	NA	LC
Falaropo Pico Fino	<i>Phalaropus lobatus</i>	Nea	E	SR	SR	SR	NE	LC
Falaropo Pico Grueso	<i>Phalaropus fulcarius</i>	Nea	E	SR	SR	SR	IC	LC
Playerito de Pico Curvo	<i>Xenus cinereus</i>	Pal	E	E	SR	SR	NE	LC
Playerito Manchado	<i>Actitis macularius</i>	Nea	PC	PC	O	O	NA	LC
Pitotoy Solitario	<i>Tringa solitaria</i>	Nea	PC	PC	PC	SR	NA	LC
Pitotoy Grande	<i>Tringa melanoleuca</i>	Nea	C	C	C	C	NA	LC
Playero Ala Blanca	<i>Tringa semipalmata</i>	Nea	PC	PC	O	O	NA	LC
Pitotoy Chico	<i>Tringa flavipes</i>	Nea	C	C	C	C	NA	LC
<b>Thinocoridae (Agachonas)</b>								
Agachona Chica *	<i>Thinocorus rumicivorus</i>	Res	PC	PC	PC	O	NA	LC
<b>Jacaniidae (Jacanas)</b>								
Jacana *	<i>Jacana jacana</i>	Res	PC	PC	PC	O	NA	LC
<b>Rostratulidae (Aguateros)</b>								
Aguatero *	<i>Nycticryphes semicollaris</i>	Res	PC	PC	PC	PC	NA	LC

<sup>1</sup> El Chorlo Nevado fue citado originalmente como *C. alexandrinus*. Análisis fenotípicos y genéticos recientes mostraron que las poblaciones originarias de Eurasia y América consideradas de la especie *C. alexandrinus* corresponden a dos especies diferentes: *C. alexandrinus* y *C. nivosus* respectivamente (Küpper *et al.*, 2009). Considerando el área de distribución de ambas especies es posible que el individuo observado en San Clemente del Tuyú pertenezca a la especie americana. Sin embargo, no es posible la determinación específica ya que la observación no fue documentada.