



UNIVERSIDAD DE
MURCIA

Tendencias de las poblaciones de aves acuáticas invernantes en la Región de Murcia



Carmen Perona Guillamón
Trabajo Fin de Máster
Curso 2012-2013

Tutor: Francisco Robledano Aymerich
Departamento de Ecología e Hidrología

Facultad de Biología
Máster en Gestión de la Biodiversidad en Ambientes Mediterráneos

ÍNDICE:

Resumen	2
Abstract	2
Introducción	3
Material y métodos	4
Área de estudio	5
Selección de especies	5
Tratamiento estadístico	5
Resultados	10
Estimación de <i>missing counts</i>	10
Índices de abundancia y tendencias poblacionales	11
Discusión	24
Conclusiones	26
Bibliografía	27
Anexos	30
Anexo I. Localidades de censo	30
Anexo II. Especies estudiadas	32

ÍNDICE DE TABLAS:

Tabla 1. Ejemplo de matriz para alcarván (<i>Burhinus oedicnemus</i>) en la Encañizada de San Pedro del Pinatar.	7
Tabla 2. Ejemplo de <i>missing counts</i> estimados para el alcaraván (<i>Burhinus oedicnemus</i>).....	10
Tabla 3. Tendencias de población de las especies de aves acuáticas en la Región de Murcia.	18
Tabla 4. Resultados de la regresión lineal.	19
Tabla 5. Comparación de tendencias a nivel regional (presente trabajo), nacional (González y Pérez-Aranda. 2011) y global (Wetlands International & SOVON. 2011).....	22
Tabla 6. Humedales censados desde 1983 hasta 2013.	32
Tabla 7. Especies de aves acuáticas invernantes censadas de 1983 a 2013.	32

ÍNDICE DE FIGURAS:

Figura 1. Índices de población de las especies estudiadas. Tendencias poblacionales a nivel regional.	17
Figura 2. Regresión lineal de las especies escogidas.....	23

Resumen

Analizar las tendencias de las poblaciones de aves acuáticas es una herramienta útil para la gestión y conservación de las propias especies y de los ecosistemas que habitan. Ochenta especies de aves acuáticas invernantes han sido monitorizadas durante treinta años (1983-2013) en la Región de Murcia (SE España), desinteresadamente, por organizaciones naturalistas y conservacionistas o la comunidad científica.

En el presente trabajo, se han elaborado diferentes modelos de evaluación de tendencias para cuarenta y cuatro de las especies censadas, obteniendo como resultados los valores imputados (de los censos que no estaban disponibles), los índices de las tendencias y las tendencias globales de las especies. Las tendencias poblacionales de la Región de Murcia se compararon con las del Censo Internacional de Aves Acuáticas (IWC) y con las establecidas a escala nacional por SEO-BirdLife, para determinar si una tendencia difiere en un área de invernada local o nacional con respecto a la población global.

Este trabajo discute las ventajas y requerimientos del uso del programa estadístico TRIM para el aprovechamiento de los datos de seguimiento obtenidos a través de la "ciencia ciudadana", en el desarrollo de medidas de gestión y conservación de los humedales.

Palabras clave: Censos, evaluación, humedales, programa TRIM, SE de España

Abstract

Wintering waterfowl populations trends in Region de Murcia. Analyzing waterbird populations trends is a useful tool for the management and conservation of the species themselves and the ecosystems they inhabit. Eighty species of wintering waterbirds have been monitored for thirty years (1983-2013) in the Region of Murcia (SE Spain) by amateur naturalists and conservationists organizations and the scientific community.

In the present work, different evaluation trend models have been developed for forty-four of the species censused. The results obtained were the imputed values (for missing counts), the trend indices and the global trends for each species. Population trends in the Region of Murcia were compared with International Waterbird Census (IWC) trends and with the national census trends from SEO-BirdLife, to know whether a species trend differs in a local or national wintering area regarding its global population.

This document discusses the advantages and requirements of using the TRIM statistical software to exploit monitoring data gathered by the "citizen science", in the development of wetland conservation and management measures.

Key words: Census, evaluation, SE Spain, TRIM software, wetlands

Introducción

Son muchos los tratados y acuerdos internacionales relativos a las aves silvestres y los humedales -como la Convención de Ramsar (UNESCO, 1994), la Directiva Aves (UNIÓN EUROPEA, 2010) y el Acuerdo sobre la Conservación de las especies migratorias de aves acuáticas euroasiáticas y africanas (UNEP/AEWA; 2012)- y los programas internacionales de especies -por ejemplo, la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2013)- que tienen como objetivo determinar las especies con mayor necesidad de acciones de conservación, sobre todo basándose en criterios como las tendencias en el tamaño poblacional. Para proporcionar estos datos, existen esquemas de monitoreo de la población, como el Censo de Aves Acuáticas Internacional (IWC, según sus siglas inglesas), coordinado por Wetlands International (Gilissen et al. 2002).

Dentro de la rica tradición de monitoreo biológico en el mundo, el grupo de las aves, probablemente es el mejor conocido y más seguido que cualquier otro taxón (Crivelli et al. 1996, Gilissen et al. 2002, Wetlands International, 2008). Los censos de aves acuáticas invernantes constituyen el programa de seguimiento de aves coordinado más antiguo de España. En la Región de Murcia se han llevado a cabo numerosos seguimientos de las aves invernantes gracias a la colaboración de organizaciones naturalistas y conservacionistas como ANSE (Asociación de Naturalistas del Sureste), SEO-Birdlife (Sociedad Española de Ornitología) o la comunidad científica.

Es ampliamente conocida la importancia del empleo de las poblaciones de aves acuáticas invernantes como un indicador del estado de conservación de los humedales y del medio ambiente en general (Gregory & Van Strien, 2010), y más aún desde que el Convenio Ramsar estableciera los valores numéricos referidos a las poblaciones de aves acuáticas invernantes entre los criterios para la declaración de humedales de importancia internacional, o desde que en muchos casos, estos criterios hayan sido adoptados por parte de *BirdLife International*, para la identificación de las Áreas Importante para la Conservación de las Aves (IBA) o por la Unión Europea para la identificación de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) (González & Pérez-Aranda, 2011).

El análisis de las características demográficas de una comunidad ofrece varias utilidades, como el conocimiento de la magnitud, la secuencialidad y el sentido de los cambios de la abundancia de las poblaciones de aves, que es esencial para determinar las especies prioritarias para ser protegidas. La realización de estos análisis también proporciona indicaciones preliminares de las razones de los cambios demográficos (Pannekoek & Van Strien, 2005). Además, esta metodología es necesaria para una buena gestión y conservación de las poblaciones de aves acuáticas de una región (Rendón et al. 2008; Fouque et al. 2009). El problema que suelen presentar estos análisis es que la naturaleza de los datos de los censos no es adecuada para obtener los resultados esperados. También aparecen dificultades debido a la falta de censos

completos, lo que suele ser característico de censos que se han realizado en períodos muy largos a lo largo de una gran extensión de territorio (Fewster et al. 2000).

Muchos procesos naturales como la estocasticidad ambiental, la denso-dependencia o la competencia y sus interacciones pueden afectar a la dinámica de las poblaciones de aves acuáticas (Brown, Mehlman & Stevens, 1995). Además, los cambios ambientales inducidos por el ser humano han afectado a las tendencias poblacionales, a menudo convirtiéndolos en un tema de interés para la conservación (Fasola et al. 2010). Globalmente, el 85% de las especies de aves están amenazadas como resultado de la pérdida y degradación de su hábitat (Ronka et al. 2005). Las actividades humanas han causado la pérdida y degradación de los humedales a escala global. En Europa, más de la mitad de los humedales naturales han desaparecido, sobre todo por el uso agrícola de los mismos. Mientras que por otro lado, el área de humedales artificiales ha aumentado (ya sea para piscifactorías o arrozales), ofreciendo hábitats alternativos a las aves acuáticas. De todas maneras, las consecuencias efectivas debidas a la transformación de los hábitats en las tendencias poblacionales de las aves acuáticas no se conocen por completo (Rendón et al. 2008).

A partir de los datos de censos invernales de aves acuáticas, el presente trabajo tratará de conseguir los siguientes objetivos:

- Establecer las tendencias de las poblaciones de las aves acuáticas invernantes en la Región de Murcia.
- Relacionar dichas tendencias con las observadas en otros ámbitos administrativos (Estado español) y con las de las respectivas poblaciones biogeográficas, para establecer su posible dependencia de factores externos.
- Evaluar e interpretar los resultados obtenidos desde un punto de vista metodológico, ambiental y de gestión.

Material y métodos.

Los datos disponibles para el presente trabajo proceden de los censos anuales de aves acuáticas invernantes llevados a cabo desde 1983 hasta 2013. Estos censos han sido realizados gracias al trabajo desinteresado de los voluntarios pertenecientes a diversas entidades científicas y asociaciones naturalistas. La mayor parte de los datos pertenecen a las memorias anuales de ANSE, organización que los coordina habitualmente (Hernández et al. 2003, 2004, 2005; Hernández & Fernández-Caro, 2006, 2008, 2010; Fernández-Caro, 2012, 2013). La ciencia ciudadana es de vital importancia para la recopilación de estos datos (Silvertown 2009), puesto que gracias a su esfuerzo se consigue abarcar una amplia extensión de territorio y durante un período largo de tiempo. De cualquier manera, estos censos no siempre presentan una continuidad espacial o temporal.

Área de estudio.

A lo largo del período abarcado, los censos utilizados se han realizado en un total de 53 humedales de la Región de Murcia. Estas localidades se han clasificado en función de sus características, ya sea por criterios estructurales, las unidades de paisaje que componen el humedal o al modo en que se organizan en el espacio y en el tiempo. Se asume que esta estructura viene determinada por razones genéticas, geomorfológicas, hidrogeológicas, dinámicas y con frecuencia a intervenciones humanas asociadas a determinados usos (Ballester et al. 2003). La clasificación de humedales utilizada para este trabajo se corresponde con la realizada para la Revisión y actualización del Inventario Regional de Zonas Húmedas (Ballester et al. 2003) y se detalla en el Anexo I.

No todas las localidades cuentan con datos para el mismo periodo de tiempo, ya sea por la disponibilidad de los voluntarios para censar esa localidad, o porque, como en el caso de determinados humedales artificiales, fueron creados o colonizados por las aves en fechas posteriores.

Selección de especies.

Los datos recogidos engloban los censos de 80 especies invernantes en la Región de Murcia. Estas especies se agrupan en 8 categorías taxonómicas o funcionales establecidas en el análisis de ANSE de 2003 (Fernández-Caro 2013). Todas las especies elegidas se encuentran en el Anexo II.

Una vez conseguidos todos los datos posibles, es necesario organizarlos para poder analizarlos estadísticamente. Con tal fin, se crearon tantas matrices de datos como especies diferentes había; diferenciando los censos por localidad y año.

Tratamiento estadístico.

Como ya se ha indicado, estos censos, suelen contener gran cantidad de vacíos (en adelante *missing counts*¹). Estos datos que faltan dificultan el uso de los modelos convencionales para estimar su tendencia poblacional, puesto que se basan en el estudio del tamaño de la población de un año a otro.

Para resolver esta dificultad se ha utilizado el software libre TRIM (TRends and Indices for Monitoring data; TRIM software versión 3.5, Pannekoek & van Strien 2005; descargado de <http://www.cbs.nl/en-GB/menu/themas/natuur-milieu/methoden/trim/default.htm>). TRIM ha sido desarrollado específicamente para analizar los datos de seguimiento de censos incompletos y así, estimar las tendencias de las especies objeto de estudio. En el presente trabajo, se ha calculado la tendencia de las poblaciones anuales de 44 especies de aves acuáticas utilizando este programa estadístico, basado en el método de regresión loglineal

¹ Los *missing counts* son datos que no se tomados por diversas razones.

de Poisson. No todas las especies de las que en un principio se tenía información pudieron ser analizadas debido a la falta mayoritaria de datos de las mismas.

TRIM se basa en la estimación de ecuaciones generalizadas (GEE, Liang & Séller, 1986). Durante el proceso de estimación, el programa tiene en cuenta la correlación en serie y el exceso de dispersión de la distribución de Poisson de los datos. Es importante tener en cuenta estos dos aspectos porque a menudo la sobre-dispersión (que algunos datos estén lejos de la media) es intrínsecamente alta en el recuento de aves silvestres (Van Strien et al. 2004) y porque se pretende analizar las tendencias en el tiempo sin que haya confusión como consecuencia de una autocorrelación entre las localidades (que el número de ejemplares de una localidad se pueda correlacionar a lo largo de los años). Los diferentes modelos disponibles se ejecutan para cada especie y el número estimado de ejemplares por localidad se utiliza como variable dependiente.

Se realizaron diferentes análisis para muchas de las especies debido a la heterogeneidad de datos anuales con los que cuenta cada localidad: un primer análisis estaba basado en una serie temporal más amplia, pero que contaba con menos localidades censadas (aquellas de nueva creación no tenían datos suficientes). Un segundo análisis contemplaba una serie temporal más corta, como mínimo de diez años, pero con una mayor cantidad de localidades. El uso de ambos análisis podría ayudar a conocer la tendencia a largo y a corto plazo de las especies. Para el resto de especies analizadas, sólo se realizó un único análisis dado que sus datos presentaban una mayor homogeneidad espacio-temporal.

Para poder realizar cualquier modelo, previamente es necesario preparar los datos de entrada. Para ello se tomaron las matrices creadas anteriormente de cada especie. Debido a que es necesario que en estas matrices todas las localidades tengan el mismo número de años de censos y que TRIM no permite que el primer año de cada censo año no tenga información, la matriz de cada especie tendrá una longitud diferente. De esta manera, las tendencias de población de cada especie estarán basadas en periodos temporales diferentes. El formato de estas matrices es muy estricto: la información ha de estructurarse de tal manera que el programa pueda identificar cada parámetro.

Dispuesto en columnas, el primer dato corresponde con la localidad a la que pertenece el censo; para ello se otorga un código numérico a cada localidad.

En una segunda columna se representa el año del censo en cuestión, ordenados de manera consecutiva.

La tercera columna contiene el número de individuos de la especie en esa localidad y ese año. Este paso es el más importante, puesto que es aquí donde debe identificarse el *missing count*. Esta identificación se hace mediante el número -1. Además de identificar el *missing count*, es necesario trasponer cualquier valor que sea 0 (se sabe que no hubo ningún ejemplar) por 1 (Giralt & Valera, 2007). Si no se cambiaran estos valores, el programa dará error durante la ejecución del modelo. Este cambio al uso, no supone una gran distorsión de los datos, sobre todo cuando la población es muy grande.

En la cuarta columna se representa el peso que tiene cada localidad en comparación con el resto, en términos de superficie. Este valor es útil para aquellas localidades pequeñas que albergan gran cantidad de especies.

En la última columna han de introducirse las categorías de las covariables de las localidades (si se han establecido previamente). Esta herramienta permite englobar las localidades por subtipos, en este caso, por tipos de humedal. La tabla 1 muestra un ejemplo de cómo han de disponerse los datos de entrada de TRIM.

Localidad	Año	Nº ejemplares	Peso	Covariable
3	2004	20	1	3
3	2005	1	1	3
3	2006	47	1	3
3	2007	1	1	3
3	2008	-1	1	3
3	2009	-1	1	3
3	2010	-1	1	3
3	2011	2	1	3

Tabla 1. Ejemplo de matriz para alcarván (*Burhinus oedicnemus*) en la Encañizada de San Pedro del Pinatar.

TRIM ofrece tres modelos estadísticos para calcular las tendencias poblacionales. Con el fin de evaluar las tendencias de las especies del presente trabajo, se aplicaron únicamente dos de ellos:

El **modelo lineal** refleja los efectos de cada localidad y un efecto lineal del tiempo en la tendencia. Implica un crecimiento lineal en el tiempo, por lo que no es muy adecuado para periodos largos. Este modelo puede ser útil para evaluar las tendencias de una población antes y después de un *changeoint*². Estos años podrían identificar eventos concretos que han influido significativamente en la población.

El **modelo *time-effect*** muestra los efectos del tiempo y del lugar en la tendencia. En este caso, no es una tendencia lineal única, sino varias tendencias lineales que conforman la tendencia global de la especie.

En ambos modelos se selecciona la opción de permitir al programa elegir y borrar aquellos *changeoints* mediante un procedimiento gradual parsimonioso. Permitiendo al programa seleccionar y borrar los *changeoints*, se consigue un modelo más ajustado. Además, el modelo lineal con todos los años como *changeoints* es equivalente al modelo *time-effect*. El problema que se ha encontrado en este trabajo es que para realizar este paso con el modelo *time-effect* es necesario que cada año tenga al menos un valor positivo, por lo que en ocasiones, el modelo *time-effect* no pudo llevarse a cabo.

Posteriormente se selecciona el modelo con mejor ajuste dependiendo de los resultados estadísticos que presente cada modelo. De cualquier manera, se parte de la base de la preferencia del modelo *time-effect* para calcular los índices de la tendencia (Pannekoek & Van Strien, 2005).

Antes de calcular las tendencias de población de cada especie, se deben estimar los *missing counts*. Esta estimación se basa en un modelo GEE utilizando la identidad de la localidad y el año del censo (Both et al. 2010). Se realiza en base al promedio de los datos de esa localidad y los de las localidades similares en periodos anteriores y posteriores. El límite máximo de proporción de *missing counts* que debe tener una población para que su estimación sea razonable depende de la bibliografía consultada: mientras que los creadores del programa (Pannekoek & Van Strien, 2005) lo fijan en un 50%, Fouque et al. (2009) lo limitan a un máximo de 20% con respecto al total de datos. De cualquier manera, en este trabajo se ha intentado seleccionar aquellas series temporales con la menor tasa de *missing counts* posible.

Como resultado de la aplicación de cualquiera de los dos modelos se obtienen unos índices expresados como la relación entre la población de un año determinado y la del año base, que será diferente para cada especie, dadas las diferencias de distribución que cada una presenta. En este caso se ha tomado el primer año de la serie temporal como año base para todas las especies.

² Los *chagenpoints* son años en los que los parámetros de la pendiente de crecimiento cambian significativamente antes y después del mismo.

Los resultados de los modelos ofrecen dos tipos de índices, el “índice modelizado” y el “índice imputado”, que es el que se ha elegido para calcular la tendencia de la población, debido a que se asemeja más a los datos y a que puede ofrecer un supuesto más realista de la tendencia a lo largo del tiempo, sobre todo para modelos lineales (Pannekoek & Van Strien, 2005).

Como resultado de la implementación de los modelos, se obtiene la pendiente general aditiva. A partir de todos esos parámetros, se obtienen la tasa media de crecimiento anual y una tasa global para cada período, ambos asociados a un intervalo de confianza del 95%. Si los intervalos de confianza no incluyen el valor 1, entonces la tendencia resulta estadísticamente significativa (Fouque et al. 2009).

Una vez conocida la tendencia, se clasifica cualitativamente en una de las seis categorías establecidas en función de cuánto ha cambiado el tamaño poblacional (fuerte aumento o disminución; moderado aumento o disminución; tendencia estable o tendencia desconocida) (Pannekoek & Van Strien, 2005).

Cada modelo presenta diferentes parámetros estadísticos para saber cuánto se ajusta o para poder elegir el mejor modelo:

- Una forma de comparar es a través de los valores de X^2 y Likelihood Ratio: si al menos una de sus p-valor es < 0.05 , el modelo no se ajusta.
- Otra forma de comparar los modelos es a través del Criterio de Información de Akaike (AIC): aquel modelo que tenga un menor valor de AIC, tendrá un mejor ajuste.

Por lo general, todos los modelos realizados en el presente trabajo mostraron un escaso ajuste, pero aunque esto ocurra, los índices imputados siguen siendo fiables (Pannekoek & Van Strien, 2005; Fasola et al. 2010). Para elegir el mejor modelo se utilizaron los valores de AIC.

El uso de covariables en los diferentes modelos permite un mejor ajuste de los mismos. Se trata de asignar valores a las localidades para agruparlas en función de sus características. En este caso, se ha establecido una covariable (el tipo de humedal al que pertenece la localidad) con 12 categorías (laguna costera, bosque de ribera, encañizada, criptohumedal, humedal asociado a salinas, embalse, rambla, arrozal, balsa de riego, laguna de E.D.A.R., tramos de río y charcones). De esta manera los *missing counts* se estiman a partir de cambios en los humedales del mismo tipo y no en función del tiempo. El problema es que el uso de las covariables necesita una proporción pequeña de *missing counts* para poder ejecutarse y en este caso el uso de covariables no ha sido posible para ninguna especie debido a la heterogénea distribución de los datos en el tiempo.

Las tendencias poblacionales obtenidas tras la implementación del modelo elegido fueron comparadas con las tendencias poblacionales obtenidas a partir del Censo Internacional de Aves Acuáticas (IWC) (Wetlands International & SOVON, 2011). La similitud en la metodología seguida durante este análisis internacional con la seguida en el presente trabajo hace posible esta comparación. El análisis internacional se realizó de 1974 a 2005 y dado el diferente periodo estudiado para cada especie a nivel de la Región de Murcia, la

comparación de las tendencias no se hará entre los mismos años para todas las especies. Para un subconjunto de especies se dispuso además de ficheros de salida de los análisis TRIM a escala de población biogeográfica (descargados de <http://www.wetlands.org/Portals/0/TRIMOutputFiles.zip>), por lo que se analizó mediante regresión lineal simple la dependencia de los índices regionales con respecto a las tendencias globales, previa normalización de los datos (TOMÁNKOVÁ et al. 2013). El análisis de regresión se realizó mediante el software de libre distribución “R” (R Development Core Team. 2006), utilizando el paquete “HH” para su representación gráfica. En este subconjunto de especies estuvieron representados varios grupos de acuáticas (anátidas nadadoras, anátidas buceadoras, anátidas asociadas a salinas, ardeidas, limícolas y podicipédidos). Otra comparación de tendencias se realizó para las tendencias regionales, las nacionales establecidas por SEO/BirdLife de 1980 a 2009 (González & Pérez-Aranda, 2011) y las biogeográficas (Wetlands International & SOVON, 2011). De esta manera se puede conocer si una tendencia difiere sólo en un acuartelamiento local o nacional con respecto a la población global. Al igual que en el caso de la tendencia global, la nacional se calculó siguiendo la misma metodología que en este trabajo.

Resultados.

Estimación de *missing counts*.

El primer resultado obtenido tras la implementación de TRIM lo constituyen los datos estimados de los censos que no se pudieron realizar. Dado que reflejarlos en este trabajo ocuparía gran parte de él, a continuación se detalla un ejemplo. En la tabla 2 aparecen los resultados generados por TRIM con el número de ejemplares estimados en la última columna.

Localidad	Año	Datos de entrada	Datos estimados	Datos imputados
3	2004	20	10,555	20
3	2005	1	5,7338	1
3	2006	47	10,555	47
3	2007	1	1,8517	1
3	2008	-1	11,0518	11
3	2009	-1	21,4994	22
3	2010	-1	6,0136	6
3	2011	2	15,6858	2

Tabla 2. Ejemplo de *missing counts* estimados para el alcaraván (*Burhinus oedicnemus*).

Índices de abundancia y tendencias poblacionales.

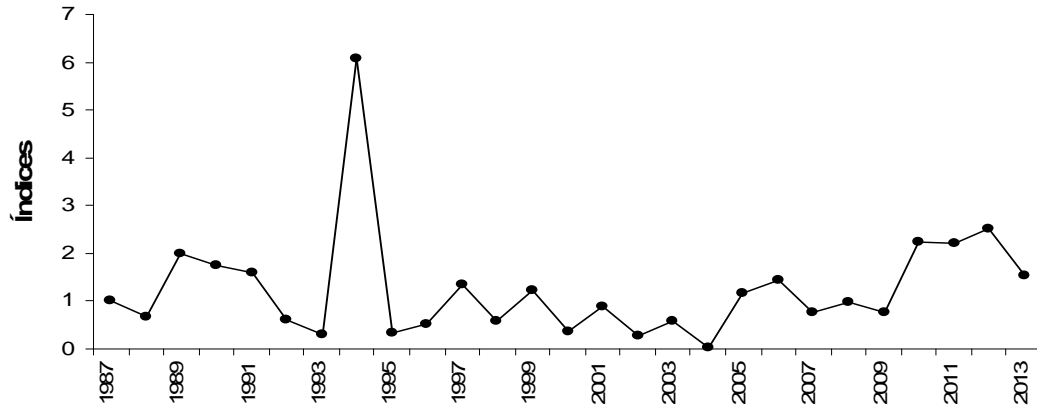
Las gráficas de los índices de abundancia de las poblaciones están representadas en la figura 1. Las tendencias poblacionales se encuentran en la tabla 2.

De entre las 44 especies analizadas, la mayoría de las especies (un 40,91%) muestran una tendencia “desconocida”, esto es debido a que su tendencia no es significativa estadísticamente y a que los límites de confianza son muy amplios. Todo ello implica que la “potencia estadística” de los datos de las especies es limitada para detectar cambios en su tendencia (Pannekoek & Van Strien. 2005).

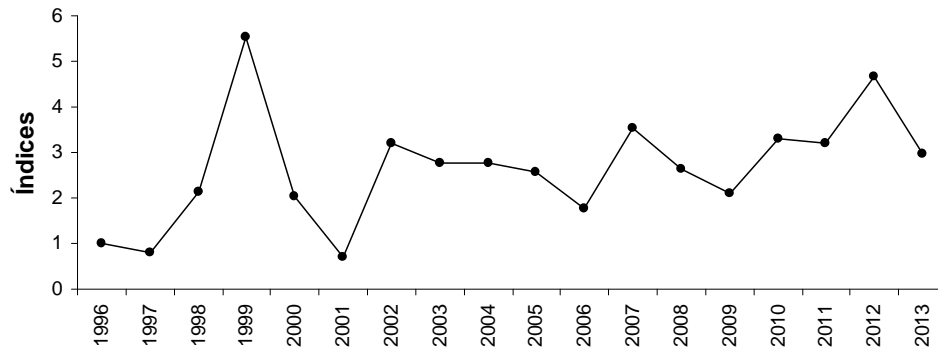
El otro grupo mayoritario engloba casi un 30% de las especies estudiadas. Todas ellas presentan una tendencia que aumenta de manera moderada.

Como ejemplo de las especies que han experimentado un fuerte aumento en su tendencia resalta el martín pescador (*Alcedo atthis*), especie perteneciente al Anexo I de la Directiva Aves. Esta especie presentó un gran aumento del tamaño poblacional en 2011. Por el contrario, la focha común (*Fulica atra*) representa la única especie con un fuerte descenso poblacional desde 2004 a 2013. Por su lado, la cerceta común (*Anas crecca*) mantiene una tendencia de población estable pese a haber sufrido un pico de abundancia de casi 20 veces el tamaño habitual en 1998.

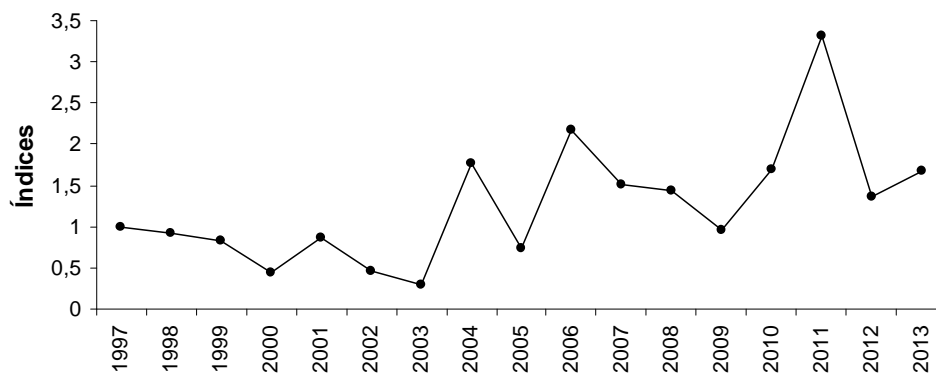
Flamenco



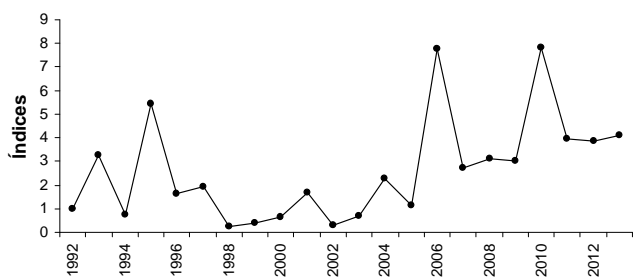
Charrán patinegro



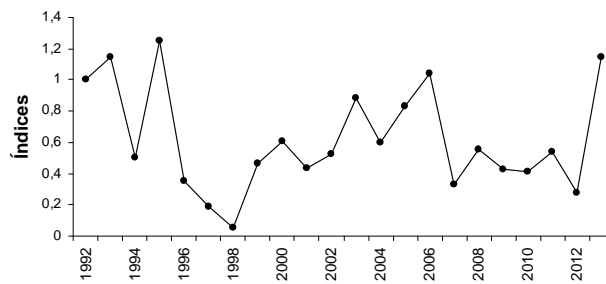
Avoceta



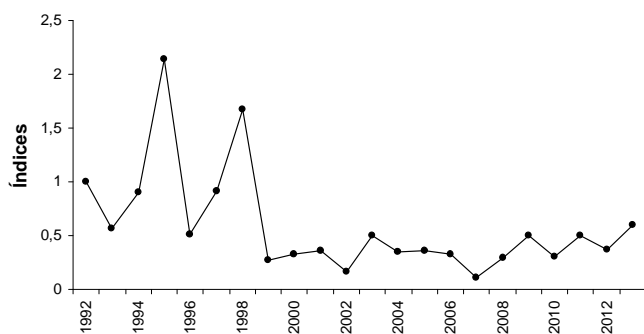
Chortilejo grande



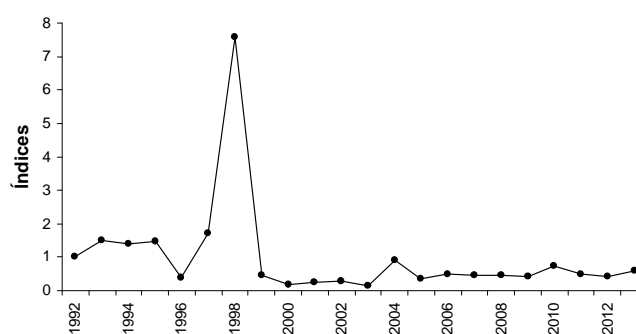
Somormujo lavanco



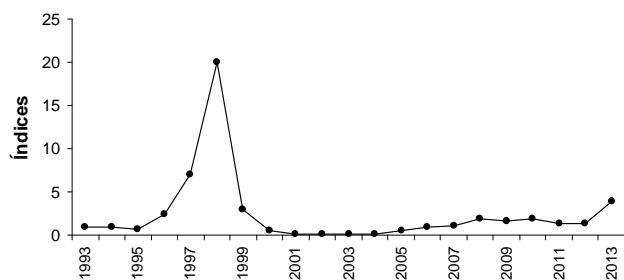
Aguja colinegra



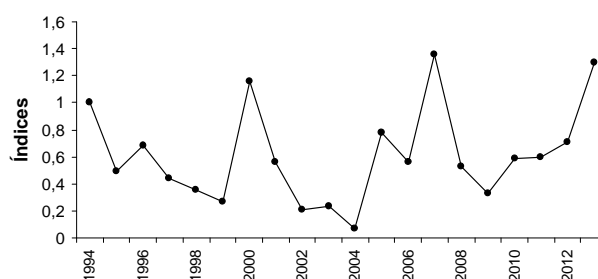
Zarapito real

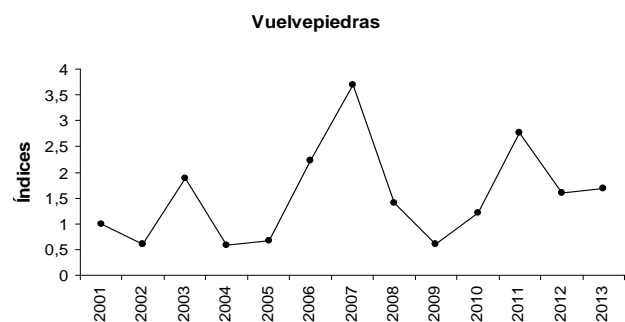
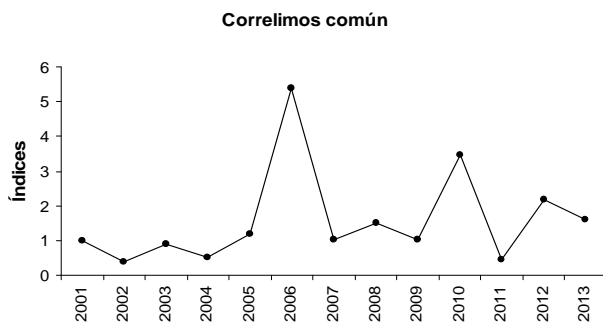
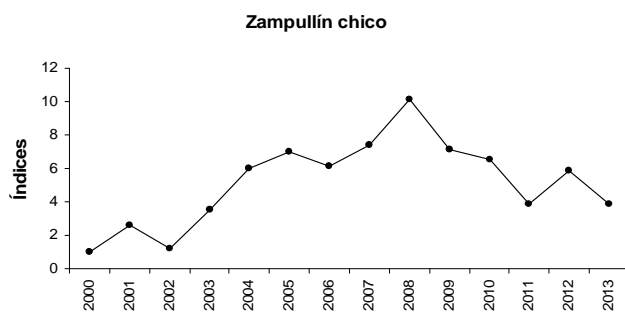
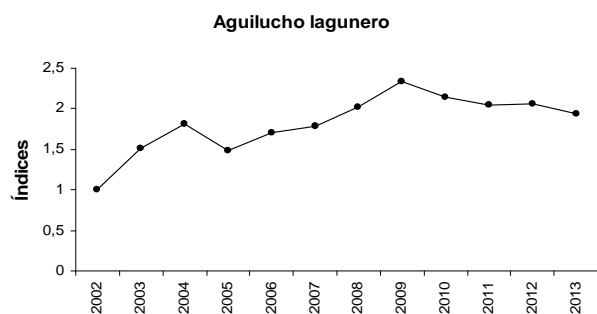
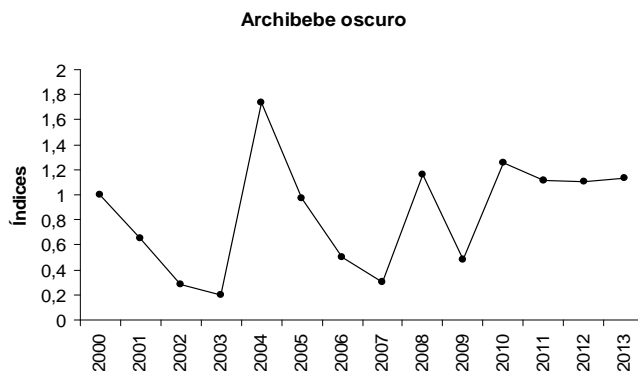
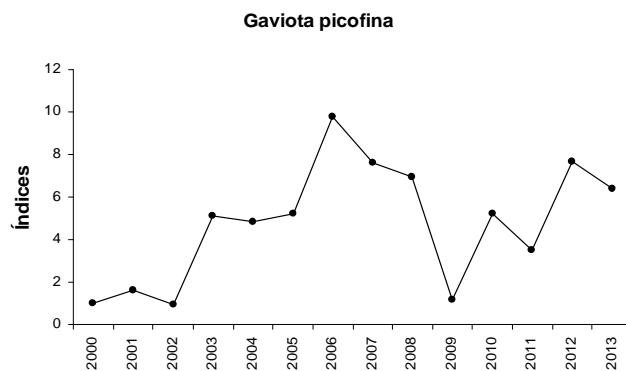
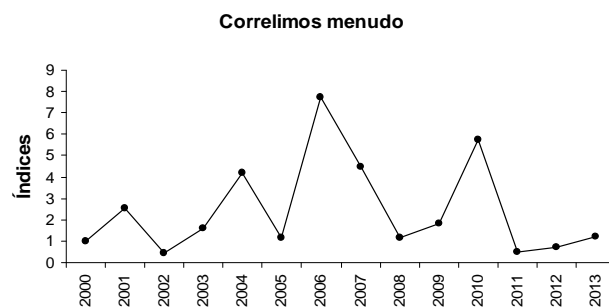
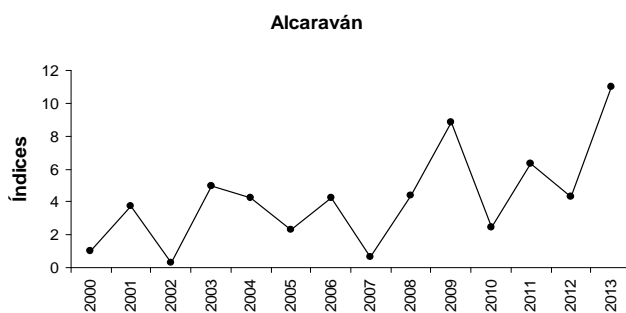
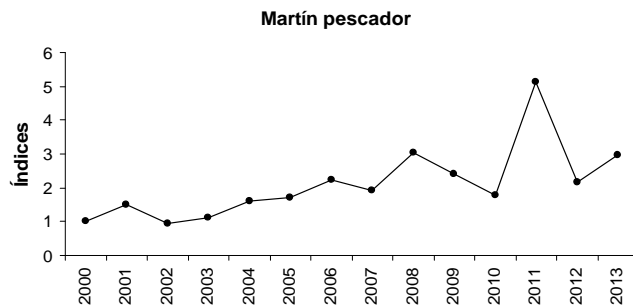
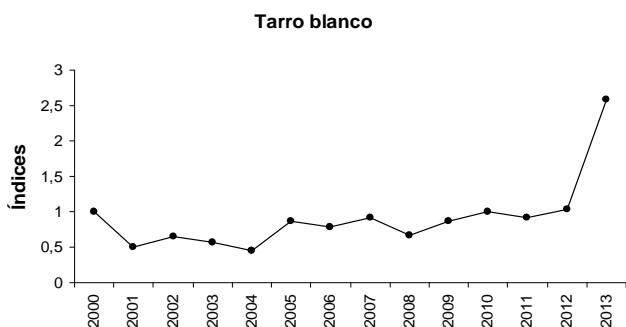


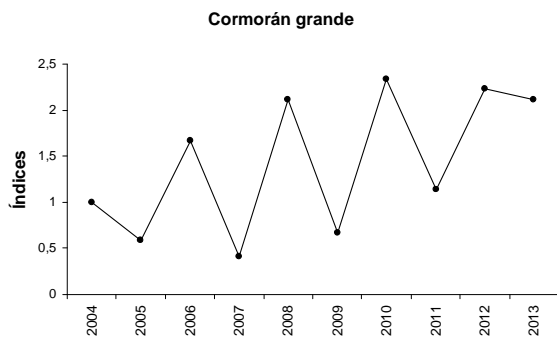
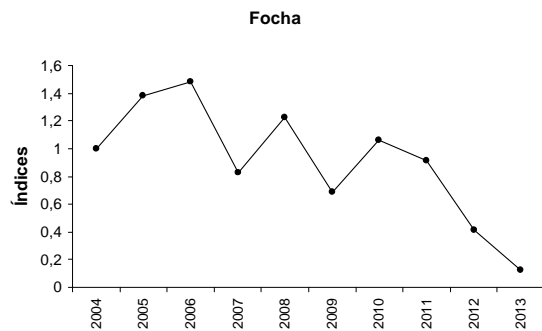
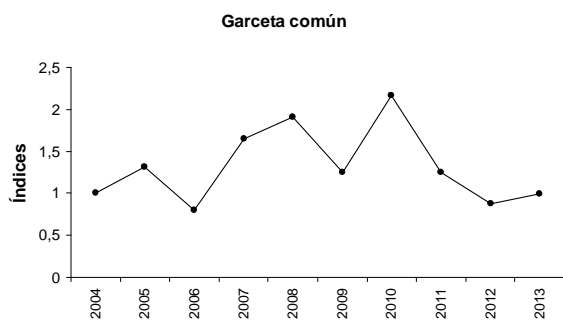
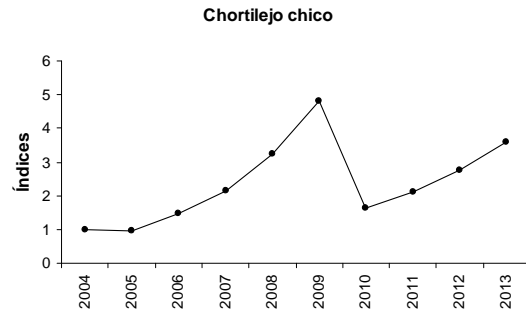
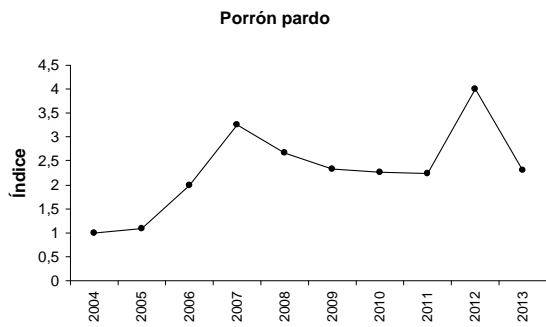
Cerceta común

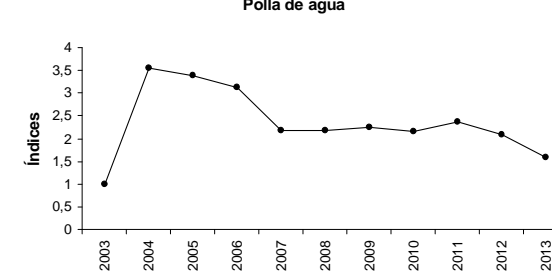
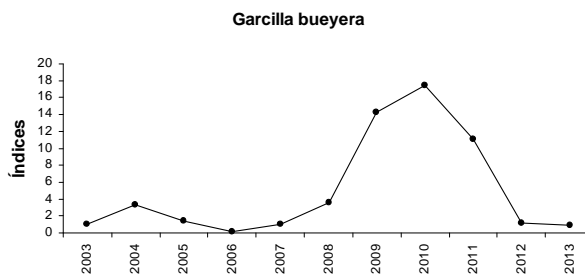
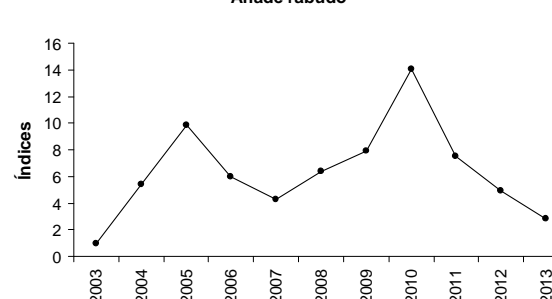
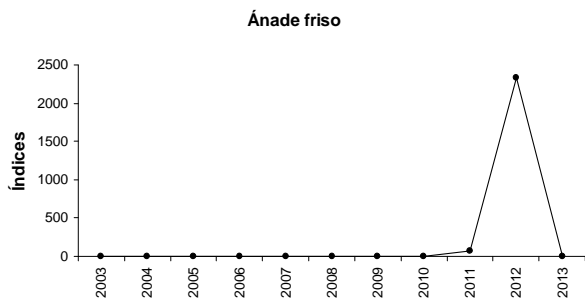
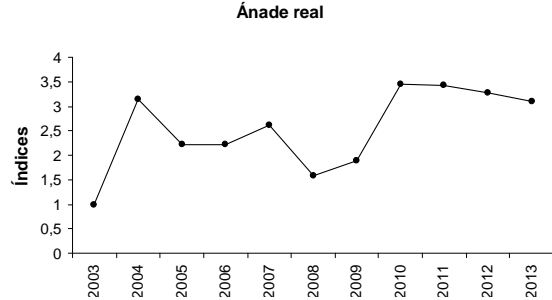
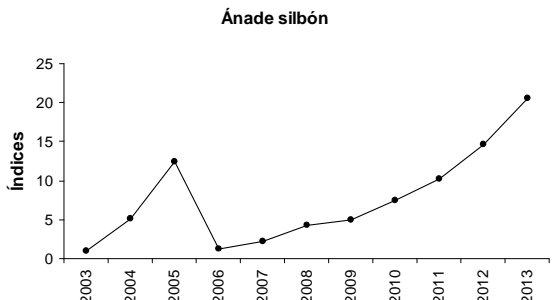
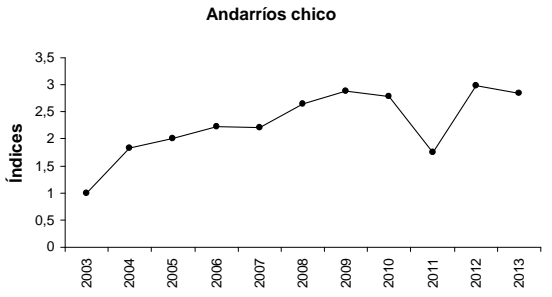
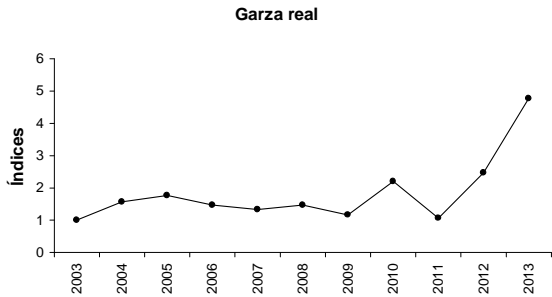
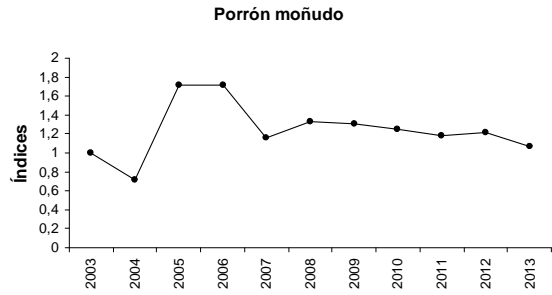
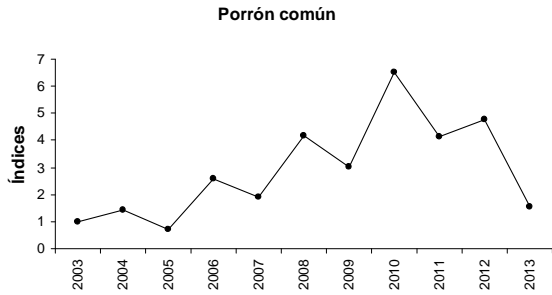


Pato cuchara









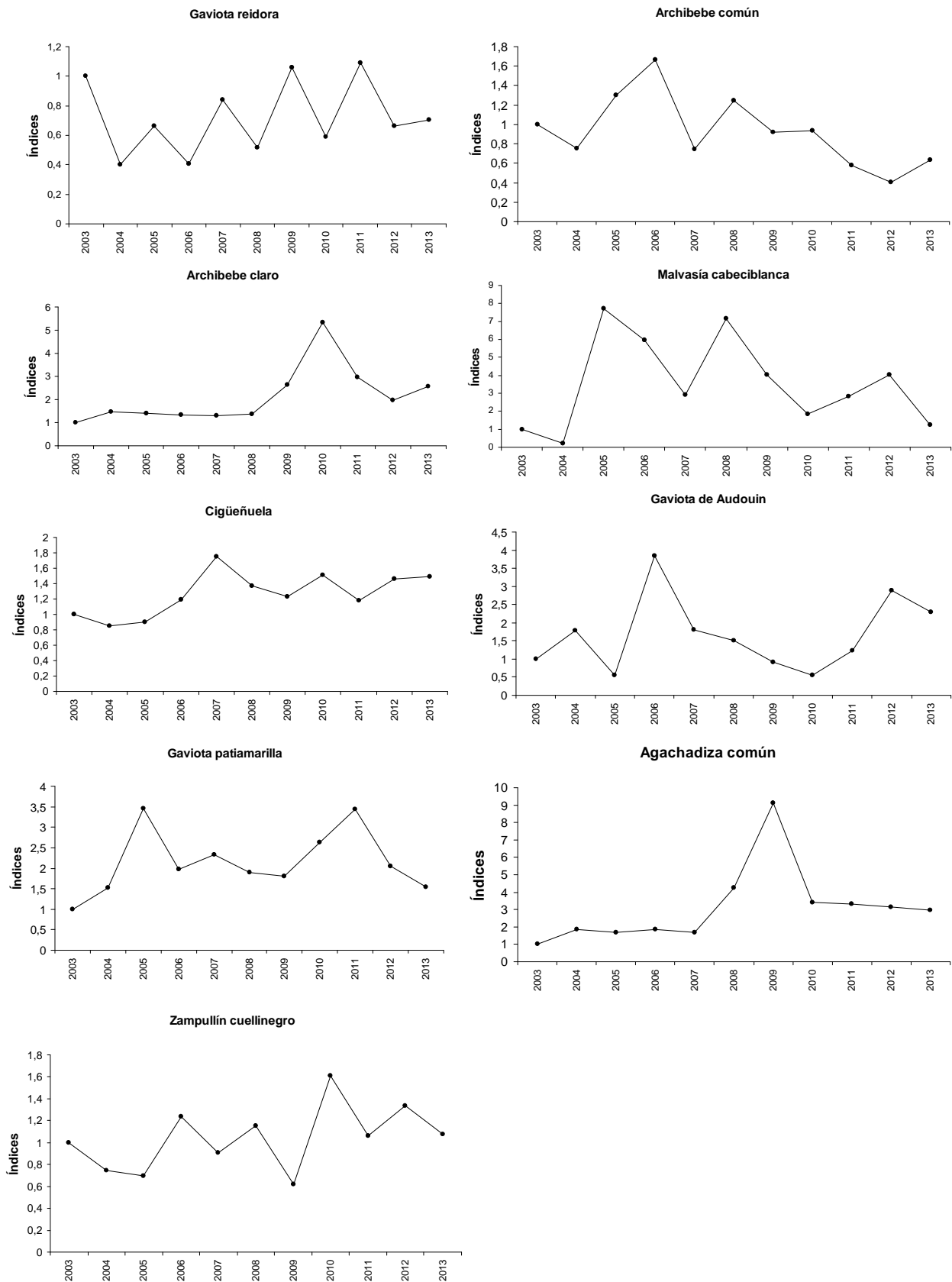


Figura 1. Índices de población de las especies estudiadas.

Especie	Periodo	Pendiente aditiva	Tendencia cualitativa
Agachadiza común (<i>Gallinago gallinago</i>)	2003-2013	0,1129	Fuerte aumento
Aguilucho lagunero (<i>Circus aeruginosus</i>)	2002-2013	0,0482	Crecimiento moderado
Aguja colinegra (<i>Limosa limosa</i>)	1992-2013	-0,0519	Desconocida
Alcaraván (<i>Burhinus oedicnemus</i>)	2000-2013	0,1316	Crecimiento moderado
Ánade friso (<i>Anas strepera</i>)	2003-2013	0,4269	Fuerte aumento
Ánade rabudo (<i>Anas acuta</i>)	2003-2013	0,0569	Desconocida
Ánade real (<i>Anas platyrhynchos</i>)	2003-2013	0,0698	Crecimiento moderado
Ánade silbón (<i>Anas penelope</i>)	2003-2013	0,2101	Desconocida
Andarríos chico (<i>Actitis hypoleucos</i>)	2003-2013	0,0678	Crecimiento moderado
Archibebe claro (<i>Tringa nebularia</i>)	2003-2013	0,1062	Crecimiento moderado
Archibebe común (<i>Tringa ochropus</i>)	2003-2013	-0,0742	Descenso moderado
Archibebe oscuro (<i>Tringa erythropus</i>)	2000-2013	0,0575	Desconocida
Avoceta (<i>Recurvirostra avossetta</i>)	1997-2013	0,0714	Crecimiento moderado
Cerceta común (<i>Anas crecca</i>)	1993-2013	0,0042	Estable
Charrán patinegro (<i>Thalasseus sandvicensis</i>)	1986-2013	0,0549	Crecimiento moderado
Chortilejo chico (<i>Charadrius dubius</i>)	2004-2013	0,1236	Crecimiento moderado
Chortilejo grande (<i>Charadrius alexandrinus</i>)	1992-2013	0,0717	Crecimiento moderado
Cigüeñuela (<i>Himantopus himantopus</i>)	2003-2013	0,0461	Crecimiento moderado
Cormorán grande (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	2004-2013	0,1102	Fuerte aumento
Correlimos común (<i>Calidris alpina</i>)	2001-2013	0,0706	Desconocida
Correlimos menudo (<i>Calidris minuta</i>)	2000-2013	-0,0147	Desconocida
Flamenco (<i>Phoenicopterus roseus</i>)	1987-2013	0,1633	Fuerte aumento
Focha (<i>Fulica atra</i>)	2004-2013	-0,1773	Descenso acusado
Garceta común (<i>Egretta garzetta</i>)	2004-2013	-0,0015	Desconocida
Garcilla bueyera (<i>Bubulcus ibis</i>)	2003-2013	0,1185	Desconocida
Garza real (<i>Ardea cinerea</i>)	2003-2013	0,0797	Crecimiento moderado
Gaviota de Audouin (<i>Larus audouinii</i>)	2003-2013	0,0357	Desconocida
Gaviota patiamarilla (<i>Larus cachinnans</i>)	2003-2013	0,0330	Desconocida
Gaviota picofina (<i>Larus genei</i>)	2000-2013	0,1032	Fuerte aumento
Gaviota reidora (<i>Larus ridibundus</i>)	2003-2013	0,0244	Desconocida
Malvasía cabeciblanca (<i>Oxyura leucocephala</i>)	2003-2013	0,0698	Desconocida
Martín pescador (<i>Alcedo atthis</i>)	2000-2013	0,0886	Fuerte aumento
Pato cuchara (<i>Anas clypeata</i>)	1994-2013	0,0166	Desconocida
Polla de agua (<i>Gallinula chloropus</i>)	2003-2013	-0,0145	Desconocida
Porrón común (<i>Aythya ferina</i>)	2003-2013	0,1335	Crecimiento moderado
Porrón moñudo (<i>Aythya fuligula</i>)	2003-2013	0,0076	Desconocida
Porrón pardo (<i>Aythya nyroca</i>)	2004-2013	0,0969	Crecimiento moderado
Somormujo lavanco (<i>Podiceps cristatus</i>)	1992-2013	0,0001	Estable
Tarro blanco (<i>Tadorna tadorna</i>)	2000-2013	0,0978	Fuerte aumento
Vuelvepedras (<i>Arenaria interpres</i>)	2001-2013	0,0605	Desconocida
Zampullín chico (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	2000-2013	0,0955	Fuerte aumento
Zampullín cuellinegro (<i>Podiceps nigricollis</i>)	2003-2013	0,0374	Desconocida
Zarapito real (<i>Numenius arquata</i>)	1992-2013	-0,0540	Descenso moderado

Tabla 3. Tendencias de población de las especies de aves acuáticas en la Región de Murcia.

En la tabla 5 se pueden observar las tendencias de las especies a nivel regional, nacional y global. En ella se puede apreciar que no todas las especies han sido analizadas en todos los niveles ni tampoco siguen un patrón similar de un nivel a otro, esto puede ser debido a que los factores que les afectan en sus diferentes acuartelamientos son locales o globales. De las especies comparadas resaltan la focha, el archibebe común o el zarapito real, que se desmarcan totalmente de las tendencias a gran escala disminuyendo en la Región de Murcia; o el porrón pardo, que aumenta mientras que en el resto de España y Europa disminuyen. Por otro lado, hay especies que muestran la misma tendencia que a mayores niveles, como es el ánade friso o el ánade real, especie que continúa siendo de los más extendidos a nivel nacional y regional.

La regresión lineal simple efectuada entre los índices normalizados de la población de la Región de Murcia y los de la población global muestra una única especie con relación significativa ($p < 0,05$, indicada con *) y otra sólo marginalmente ($p = 0,08$). Los resultados para las seis especies analizadas se incluyen en la Tabla 4, y su representación gráfica en la figura 2.

Especie	Periodo	r^2 ajustado	p
Tarro blanco	2000-2006	0,38	0,008
Garza real	2003-2007	0,840	0,018*
Somormujo lavanco	1990-2007	-0,046	0,569
Ánade friso	2003-2007	0,474	0,121
Malvasía cabeciblanca	2003-2007	0,042	0,357
Vuelvepiedras	2001-2007	0,133	0,224

Tabla 4. Resultados de la regresión lineal.

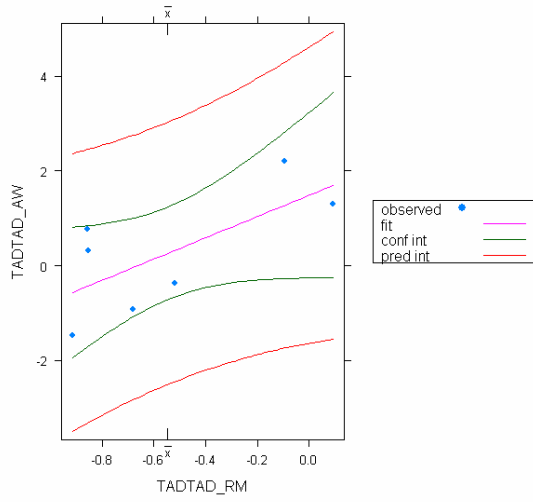
Región de Murcia (1986 a 2003-2013)			España (1980-2009)			Población biogeográfica (1980-2009)		
Especie	Pendiente aditiva %	Tendencia cualitativa	Especie	Pendiente aditiva %	Tendencia cualitativa	Especie	Pendiente aditiva %	Tendencia cualitativa
Agachadiza común	11,29	Fuerte aumento	Agachadiza común	-	-	Agachadiza común	-	-
Aguilucho lagunero	4,82	Crecimiento moderado	Aguilucho lagunero	-	-	Aguilucho lagunero	-	-
Aguja colinegra	-5,19	Desconocida	Aguja colinegra	4,2	Aumento	Aguja colinegra	-8,7	Desconocida
Alcaraván	13,16	Crecimiento moderado	Alcaraván	-	-	Alcaraván	-	-
Ánade friso	42,69	Fuerte aumento	Ánade friso	1,3	Aumento	Ánade friso	5,7	Aumento
Ánade rabudo	5,69	Desconocida	Ánade rabudo	3,4	Aumento	Ánade rabudo	-0,27	Descenso
Ánade real	6,98	Crecimiento moderado	Ánade real	3,0	Aumento	Ánade real	2,2	Aumento
Ánade silbón	21,01	Desconocida	Ánade silbón	-	-	Ánade silbón	-	-
Andarríos chico	6,78	Crecimiento moderado	Andarríos chico	4,2	Aumento	Andarríos chico	-	-
Archibebe claro	10,62	Crecimiento moderado	Archibebe claro	11,5	Fuerte aumento	Archibebe claro	-	-
Archibebe común	-7,42	Descenso moderado	Archibebe común	3,9	Aumento	Archibebe común	18,4	Aumento
Archibebe oscuro	5,75	Desconocida	Archibebe oscuro	8,9	Fuerte aumento	Archibebe oscuro		
Avoceta	7,14	Crecimiento moderado	Avoceta	5,8	Fuerte aumento	Avoceta	10,3	Aumento
Cerceta común	0,42	Estable	Cerceta común	1,0	Aumento	Cerceta común	3,1	Aumento
Charrán patinegro	5,49	Crecimiento moderado	Charrán patinegro	-	-	Charrán patinegro	-	-
Chortilejo chico	12,36	Crecimiento moderado	Chortilejo chico	-0,1	Desconocida	Chortilejo chico	-	-
Chortilejo grande	7,17	Crecimiento moderado	Chortilejo grande	4,7	Aumento	Chortilejo grande	-	-

Región de Murcia (1986 a 2003-2013)			España (1980-2009)			Población biogeográfica (1980-2009)		
Especie	Pendiente aditiva %	Tendencia cualitativa	Especie	Pendiente aditiva %	Tendencia cualitativa	Especie	Pendiente aditiva %	Tendencia cualitativa
Cigüeñuela	4,61	Crecimiento moderado	Cigüeñuela	17,0	Fuerte aumento	Cigüeñuela	-13,4	Descenso
Cormorán grande	11,02	Fuerte aumento	Cormorán grande	9,3	Fuerte aumento	Cormorán grande	1,3	Desconocida
Correlimos común	7,06	Desconocida	Correlimos común	6,5	Aumento	Correlimos común	-1,1	Desconocida
Correlimos menudo	-1,47	Desconocida	Correlimos menudo	9,5	Fuerte aumento	Correlimos menudo	-20,8	Desconocida
Flamenco	16,33	Fuerte aumento	Flamenco	6,77	Fuerte aumento	Flamenco	-	-
Focha	-17,73	Descenso acusado	Focha	1,6	Aumento	Focha	7,3	Aumento
Garceta común	-0,15	Desconocida	Garceta común	17,5	Fuerte aumento	Garceta común	0,7	Desconocida
Garcilla bueyera	11,85	Desconocida	Garcilla bueyera	10,9	Fuerte aumento	Garcilla bueyera	-	-
Garza real	7,97	Crecimiento moderado	Garza real	8,7	Fuerte aumento	Garza real	3	Aumento
Gaviota de Audouin	3,57	Desconocida	Gaviota de Audouin	16,1	Desconocida	Gaviota de Audouin	-	-
Gaviota patiamarilla	3,3	Desconocida	Gaviota patiamarilla	4,7	Aumento	Gaviota patiamarilla	-	-
Gaviota picofina	10,32	Fuerte aumento	Gaviota picofina	-	-	Gaviota picofina	-	-
Gaviota reidora	2,44	Desconocida	Gaviota reidora	2,9	Aumento	Gaviota reidora	2,0	Aumento
Malvasía cabeciblanca	6,98	Desconocida	Malvasía cabeciblanca	12,0	Fuerte aumento	Malvasía cabeciblanca	-20,9	Desconocida
Martín pescador	8,86	Fuerte aumento	Martín pescador	-	-	Martín pescador	-	-
Pato cuchara	1,66	Desconocida	Pato cuchara	1,9	Aumento	Pato cuchara	0,8	Desconocida
Polla de agua	-1,45	Desconocida	Polla de agua	-	-	Polla de agua	-	-

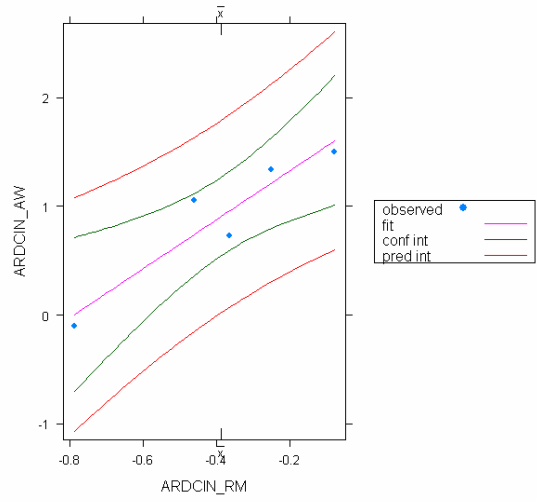
Región de Murcia (1986 a 2003-2013)			España (1980-2009)			Población biogeográfica (1980-2009)		
Especie	Pendiente aditiva %	Tendencia cualitativa	Especie	Pendiente aditiva %	Tendencia cualitativa	Especie	Pendiente aditiva %	Tendencia cualitativa
Porrón común	13,35	Crecimiento moderado	Porrón común	-4,7	Descenso	Porrón común	-6,0	Descenso
Porrón moñudo	0,76	Desconocida	Porrón moñudo	-3,9	Descenso	Porrón moñudo	-4,7	Descenso
Porrón pardo	9,69	Crecimiento moderado	Porrón pardo	-	-	Porrón pardo	-	-
Somormujo lavanco	0,01	Estable	Somormujo lavanco	5,0	Aumento	Somormujo lavanco	2,6	Aumento
Tarro blanco	9,78	Fuerte aumento	Tarro blanco	3,3	Fuerte aumento	Tarro blanco	32,6	Aumento
Vuelvepedras	6,05	Desconocida	Vuelvepedras	9,5	Fuerte aumento	Vuelvepedras	10,9	Aumento
Zampullín chico	9,55	Fuerte aumento	Zampullín chico	7,1	Fuerte aumento	Zampullín chico	-3,5	Desconocida
Zampullín cuellinegro	3,74	Desconocida	Zampullín cuellinegro	10,7	Fuerte aumento	Zampullín cuellinegro	1,9	Desconocida
Zarapito real	-5,4	Descenso moderado	Zarapito real	2,6	Aumento	Zarapito real	3,2	Aumento

Tabla 5. Comparación de tendencias a nivel regional (presente trabajo), nacional (González y Pérez-Aranda. 2011) y global (Wetlands International & SOVON. 2011).

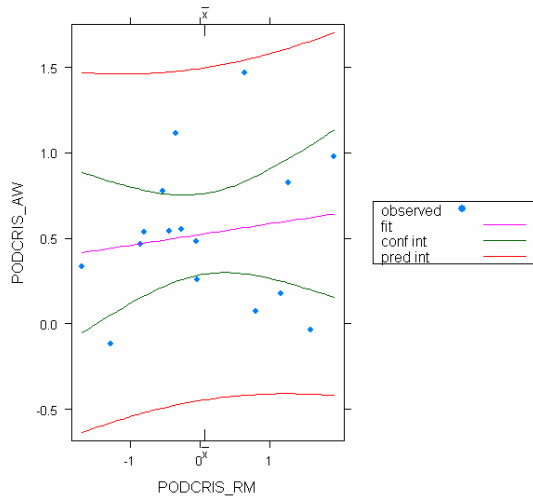
95% confidence and prediction intervals for *Tadorna_tadorna*



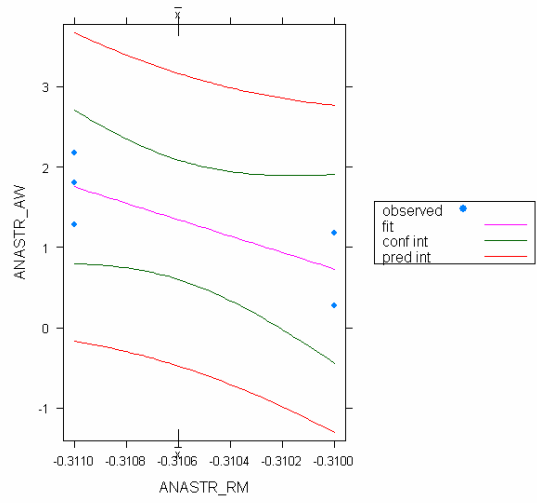
95% confidence and prediction intervals for *Ardea_cinerea*



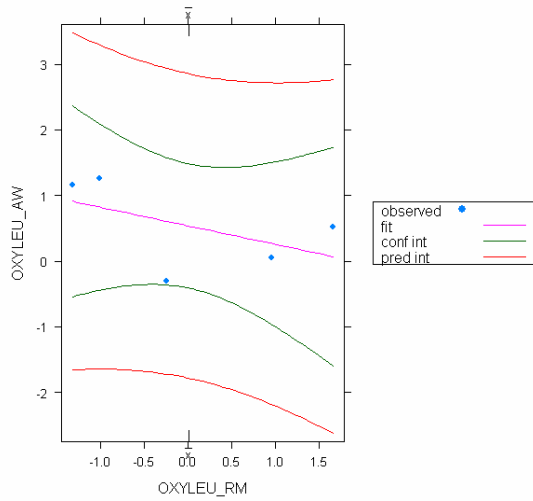
95% confidence and prediction intervals for *Podiceps_cristatus*



95% confidence and prediction intervals for *Anas_strepera*



95% confidence and prediction intervals for *Oxyura_leucocephala*



95% confidence and prediction intervals for *Arenaria_interpres*

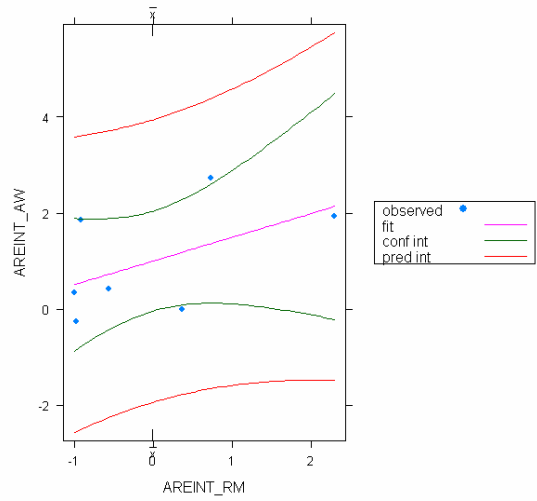


Figura 2. Regresión lineal de las especies escogidas.

Discusión.

La principal dificultad encontrada para alcanzar con éxito los objetivos establecidos ha sido con mayoría, la falta de homogeneidad de los datos de censos. Es previsible que una especie que no suele pasar el invierno en la Región de Murcia tenga pocos datos y que no sea posible calcular su tendencia poblacional; pero para las especies que son habituales de los humedales de la región hay demasiadas lagunas. Un claro ejemplo es la inexistencia de valores en determinados años (por ejemplo, 1998) para ninguna especie, este tipo de vacíos dificulta el aprovechamiento de datos más antiguos para elaborar tendencias a largo plazo y poder compararlas con las tendencias nacionales o europeas; o simplemente conseguir tendencias que no sean “desconocidas”, puesto que este resultado indica que se necesita un período más largo para estudiar bien la tendencia poblacional de estas especies (Pannekoek & Van Strien, 2005). Esta falta de datos no sólo influye en no poder elaborar una tendencia poblacional basada en periodos más largos, sino que ha impedido hacer uso de ciertas herramientas que ofrece TRIM para conseguir unos resultados más afinados. Es el caso del uso de las covariables. Aplicando esta herramienta podrían haberse conseguido tendencias a nivel de tipo de humedal y saber qué humedal posee una mayor proporción de especies, para poder fijar así unos objetivos de gestión más eficientes. No obstante, otros autores se han encontrado con este mismo tipo de dificultades, sin que la inclusión de covariables como el tipo de humedal mejorara las estimaciones de tendencias y el ajuste de los modelos (Fouque et al. 2009).

De los resultados obtenidos se puede extraer que hay especies que parecen depender de factores ambientales globales o externos, puesto que presentan las mismas tendencias poblacionales a cualquier escala espacial. Éste es el caso del ánade friso, el ánade real, o la avoceta. Los ejemplos más claros de la influencia de factores ambientales externos los constituyen la garza real, cuya tendencia ascendente a nivel regional, nacional y mediterráneo. Además, esa similitud de tasa de crecimiento entre la Región de Murcia y su área biogeográfica es estadísticamente significativa. En una situación similar se encuentra el tarro blanco, cuya relación en cuanto a la tendencia poblacional ascendente es significativa, aunque de manera marginal.

En el otro extremo se encuentran las especies que parecen depender de factores ambientales locales como el archibebe común, el zarapito real o la focha, especies con un fuerte descenso de individuos en la Región de Murcia, pero que en España y el Mediterráneo muestra una tendencia global creciente. Es necesario señalar que el descenso en la población de fochas se produce pese al aparente aprovechamiento que las fochas hacen del aumento de eutrofización del Mar Menor (Robledano et al. 2011). No obstante, en otros contextos geográficos se han señalado tendencias negativas para la focha (Gómez et al. 2006). Este resultado apunta que sería necesario comparar los factores ambientales que afectan en la reproducción de estas especies para identificar los factores influyentes y saber en qué medida influyen negativamente en la

región. Otras especies para las que también se hace necesario hacer una comparación con los factores ambientales locales, son el porrón común o la cigüeñuela, que presentan unas tendencias positivas a diferencia de las tendencias a mayor escala. Para este tipo de especies cuya tendencia local no concuerda con la global, Rendón et al. (2008) apuntan como causa un importante uso de nuevos humedales artificiales como estanques de piscicultura o arrozales. En la Región de Murcia estos hábitats artificiales en aumento podrían ser balsas de riego y antiguas lagunas de depuración, sin descartar el posible efecto positivo de la eutrofización y salinización de algunos ambientes acuáticos continentales sobre ciertas especies de aves. Añadiendo un análisis de los factores ambientales se podría conseguir un mejor aprovechamiento de los datos ofrecidos por TRIM y un mejor conocimiento de las causas de descenso de varias especies. Además, el establecimiento de las relaciones ambientales y el valor indicador concreto de cada especie de acuática permitiría una mejor aplicación de los resultados a la gestión ambiental. A menudo se critica el uso de las aves acuáticas como indicadoras del éxito en la protección de los humedales, cuando pueden responder simplemente a la mayor disponibilidad de otros humedales artificiales (Rendón et al. 2008), o incluso a procesos incipientes de deterioro ambiental como la eutrofización (Robledano & Farinós. 2010).

La ventaja de este tipo de análisis es que tras tener en cuenta los datos imputados de aquellos que no se pudieron tomar, los resultados de las tendencias pueden ser validados estadísticamente y comparados con otros ámbitos, a diferencia de otros análisis precedentes (Hernández-Gil & Robledano, 1991), y de los realizados por ANSE hasta 2013 (Fernández-Caro 2013). De cualquier manera, es necesario elogiar el esfuerzo que esta asociación invierte para poder realizar los censos que se han llevado a cabo tantos años. Un detalle que mejoraría la calidad de los datos recolectados por los voluntarios consiste en seguir un proceso técnico concreto durante su desarrollo, como el establecido por Wetlands International para el Censo Internacional de Aves Acuáticas (IWC). De este modo, se uniformarían los formatos de los censos a escala global y su uso sería más sencillo. Para poder implementar esta mejora es imprescindible la involucración de la Administración Pública de la Región de Murcia. El organismo competente en materia de Medio Ambiente debería participar durante los programas de censos de cualquier forma, ya sea mediante aportaciones económicas, con ayuda logística, o simplemente mostrando intención de colaborar en un análisis científico posterior de los datos. Este punto es fundamental, debido a que si se tienen en cuenta las poblaciones de aves acuáticas para conocer el estado de los humedales, se pone en valor el trabajo de los voluntarios que trabajan de manera desinteresada y además se utiliza la herramienta, cuya eficacia está ampliamente demostrada, del uso de las aves acuáticas como bioindicadores del estado de los humedales.

Conclusiones.

Como conclusiones del presente trabajo se extraen dos ideas principales:

La primera conclusión es que el uso de TRIM para analizar los datos de censos ofrece utilidades prácticas y proporciona una ventaja para la gestión del medio ambiente frente a otros tratamientos estadísticos. Mediante el cálculo de los datos que faltan se consigue un aumento del rigor estadístico del análisis. Además, tras el uso de TRIM se pueden comparar datos obtenidos por separado de manera independiente por un conjunto disperso de observadores voluntarios. Una gran utilidad encontrada es que este programa proporciona, para una serie temporal determinada, una estima numérica de la tendencia poblacional y una evaluación cualitativa de la misma, con valor indicador a la escala geográfica considerada. Como última ventaja de este procedimiento, es que también ha sido empleado para elaborar las tendencias poblacionales a otras escalas (nacional e internacional) con lo que es posible comparar sus resultados y en su caso, analizar la relación de dependencia o su correlación con otras variables ambientales o de gestión humana.

La segunda conclusión a la que se ha llegado es que hay ciertos puntos en los que es necesario seguir investigando y profundizar en su análisis. Para explicar mejor las tendencias poblacionales de las especies estudiadas sería necesario conocer en mayor detalle la causa de los cambios demográficos, los procesos ecológicos que se han desarrollado en sus hábitats; así como las acciones de conservación que se hayan podido llevar a cabo previamente en las localidades censadas. Es importante aclarar el papel y el valor indicador de cada especie para que un aumento demográfico no se confunda con una buena gestión o conservación de los humedales naturales si esa especie no es relevante en tal ecosistema. Si los datos brutos y no sólo los resultados de los análisis a escalas globales (como los realizados por Wetlands Internacional o SEO-BirdLife) tuvieran una mayor accesibilidad, sería una útil herramienta para estudiar a fondo las relaciones entre las poblaciones locales y los factores externos. Finalmente y como ya se ha apuntado antes, es imprescindible una involucración real, eficaz y decidida de la administración competente en materia de Medio Ambiente en este tipo de procesos. Su participación al menos debería reflejarse en la coordinación de los censos o en el aprovechamiento posterior de los análisis para identificar aquellas especies o lugares que sean prioritarias para su conservación.

Bibliografía.

BALLESTER, R., VIDAL-ABARCA, M. R., ESTEVE, M. A., SUÁREZ, M.L., FERNÁNDEZ, A., GÓMEZ, R., HURTADO, A. I., MARTÍN, E. & ROBLEDANO, F. 2003. Humedales y Ramblas de la Región de Murcia. Región de Murcia, Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Murcia.

BOTH, C., VAN TURNHOUT, A. M., BIJLSMA, R. G., SIEPEL, H., VAN STRIEN, A. & FOPPEN, P. B. 2010. Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. *Proceedings of the Royal Society. B* 277, 1259–1266.

BROWN, J. H., MEHLMAN, D. W & STEVENS. G. C. 1995. Spatial variation in abundance. *Ecology*. 76: 2028-2043.

CRIVELLI, A. J., HAFNER, H., FASOLA, M., ERWIN, R. M. & MCCRIMMON, D. A. Jr. (Eds.) 1996. Ecology, conservation, and management of colonial waterbirds in the Mediterranean region. *Colonial Waterbirds*, 19 (special publication 1). Colonial Waterbird Society, Washington, DC.

FASOLA, M., RUBOLINI, D. & MERLI, E. 2010. Long-term trends of heron and egret populations in Italy, and the effects of climate, human- induced mortality, and habitat on population dynamics. *The Society of Population Ecology*. 52: 59-72.

FERNÁNDEZ-CARO, A. 2012. Memoria del censo invernal de aves acuáticas de la Región de Murcia, 2012. Asociación de Naturalistas del Sureste, Murcia.

FERNÁNDEZ-CARO, A. 2013. Evolución de los resultados del Censo Invernal de Aves Acuáticas de la Región de Murcia 2003-2013. Asociación de Naturalistas del Sureste, Murcia.

FEWSTER, R. M., BUCKLAND, S. T., SIRIWARDENA, G. M.M BAILLIE, S. R. & WILSON, J. D., 2000. Analysis of population trends for farmland birds using generalized additive models. *Ecology*. 81 (7): 1970- 1984.

FOUQUE, C., GUILLEMAIN, M. & SCHRICKE, V. 2009. Trends in the numbers of Coot *Fulica atra* and wildfowl Anatidae wintering in France, and their relationship with hunting activity at wetland sites. *Wildfowl*, 2: 42–59.

GILISSEN, N., HAANSTRA, L. DELANY, S., BOERE, G. & HAGEMEIJER, W. 2002. Numbers and distribution of wintering waterbirds in the Western Palearctic and Southwest Asia in 1997, 1998 and 1999. Results from the International Waterbird Census. *Wetlands International Global Series No. 11*. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.

GIRALT, D. & VALERA, F. 2007. Population trends and spatial synchrony in peripheral populations of the endangered Lesser grey shrike in response to environmental change. *Biodiversity Conservation*. 16: 841-856.

GÓMEZ, J.A., DIES, J.I. & VILALTA, M. (Eds.), 2006. Las aves acuáticas de la Comunitat Valenciana. Censos y evolución de las poblaciones (1984–2004). Generalitat Valenciana, Conselleria de Territori i Habitatge, Valencia.

GONZÁLEZ, R. & PÉREZ-ARANDA, D. 2011. Las aves acuáticas en España. 1980-2009. SEO/BirdLife, Madrid.

GREGORY, R. & VAN STRIEN, A. 2010. Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithological Science*. 9: 3-22.

HERNANDEZ-GIL, V. & ROBLEDANO, F. 1991. Censos invernales de aves acuáticas en la Región de Murcia –SE de España (1972-1990). *Anales de Biología*, 17 (Biología animal, 6): 71-83. Universidad de Murcia.

- HERNÁNDEZ, A.J., FERNÁNDEZ-CARO, A. & GONZÁLEZ, I. 2003. Censo invernal 2003 de acuáticas de la Región de Murcia. Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE). Murcia.
- HERNÁNDEZ, A.J., FERNÁNDEZ-CARO, A. & GONZÁLEZ, I. 2004. Censo invernal 2004 de acuáticas de la Región de Murcia. Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE). Murcia.
- HERNÁNDEZ, A.J., FERNÁNDEZ-CARO, A. & GONZÁLEZ, I. 2005. Censo invernal 2005 de acuáticas de la Región de Murcia. Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE). Murcia.
- HERNÁNDEZ, A.J. & FERNÁNDEZ-CARO, A. 2006. Censo invernal 2006 de acuáticas de la Región de Murcia. Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE). Murcia.
- HERNÁNDEZ, A.J. & FERNÁNDEZ-CARO, A. 2008. Censo invernal de aves acuáticas de la Región de Murcia, 2003-2008. Actas del IV Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia y el Sureste Ibérico. Asociación de Naturalistas del Sureste, Murcia: 131-158.
- HERNÁNDEZ, A.J. & FERNÁNDEZ-CARO, A. 2010. Censo invernal de aves acuáticas de la Región de Murcia, 2010. Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE). Murcia.
- IUCN 2013. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. Disponible en <http://www.iucnredlist.org> (accedido el 7 de septiembre de 2013).
- LIANG, K. & ZEGER, S. 1986. Longitudinal data analysis using generalized linear models. *Biometrika*. 73: 13-22.
- PANNEKOEK, J. & VAN STRIEN, A. 2005. TRIM 3 Manual (Trends and Indices for Monitoring data). Statistic Netherlands, Voorburg, The Netherlands. Disponible en <http://www.cbs.nl/en-GB/menu/themas/natuur-milieu/methoden/trim/manual.htm> (accedido el 1 de julio de 2013).
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2006. R: A language an environment for statistical computing. R foundation for statistical computing. Vienna. Disponible en <http://www.R-project.org> (accedido el 14 de agosto de 2013).
- RENDÓN, M.A., GREEN, A.J., AGUILERA, E. & ALMARAZ, P. 2008. Status, distribution and long-term changes in the waterbird community wintering in Doñana, south-west Spain. *Biological Conservation* 141: 1371-1388.
- ROBLEDANO, F. & FARINÓS, P. 2010. Waterbirds as bioindicators in coastal lagoons: background, potential value and recent research in mediterranean areas. In Friedman, A.G. (Ed.) *Lagoons: Biology, Management and Environmental Impact*. Nova Science Publishers. Hauppauge, NY. pp. 153-183.
- ROBLEDANO, F., ESTEVE, M.A., MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, J. & FARINOS, P. 2011. Determinants of wintering waterbird changes in a Mediterranean coastal lagoon affected by eutrophication. *Ecological Indicators* 11: 395-406.
- RONKA, M., SAARI, C. L. V., LEHIKONEN, E. A., SUOMELA, J. & HAKKILA, K. 2005. Environmental changes and population trends of breeding waterfowl in northern Baltic Sea. *Annales Zoologici Fennici*, 42: 587-602.
- SILVERTOWN, J. 2009. A new dawn for citizen science. *Trends in Ecology & Evolution*, 24: 467-471.

TOMANKOVA, I., BOLAND, H. REID, N. & FOX, A. D. 2013. Assessing the extent to which temporal changes in waterbirds community are driven by either local, regional or global factors. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 23: 343-355.

UNEP/AEWA. 2012 Agreement on the Conservation Of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA). Agreement Text and Action Plan (Version adopted by MOP 5). UNEP/AEWA Secretariat, Bonn. Disponible en <http://www.unep-aewa.org/documents/index.htm> (accedido el 7 de septiembre de 2013).

UNESCO. 1994. Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas (Copia certificada). Oficina de Normas Internacionales y Asuntos Legales Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, París. Disponible en http://www.ramsar.org/cda/es/ramsar-documents-texts-convention-on/main/ramsar/1-31-38%5E20671_4000_2 (accedido el 7 de septiembre de 2013).

UNIÓN EUROPEA. 2010. Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres (versión codificada). Diario Oficial nº L 020 de 26/01/2010: 0007-0025. Disponible en <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:020:0007:01:ES:HTML> (accedido el 7 de septiembre de 2013).

VAN STRIEN , A. J., PANNEKOEK, W., HAGEMEIJER, W & VERSTRAEL, T. 2004. A loglinear Poisson regression method to analyse bird monitoring data. *Bird Census News* 13:33-39.

WILLIAMS, C. K., IVES, A. R. & APPLGATE, R. D. 2003 POPULATION DYNAMICS ACROSS GEOGRAPHICAL RANGES: TIME-SERIES ANALYSES OF THREE SMALL GAME SPECIES. *Ecology*. 84: 2654–2667.

WETLANDS INTERNATIONAL. 2008. Waterbird trends in Europe 1974-2002. Wageningen, The Netherlands.

WETLANDS INTERNATIONAL & SOVON (2011) Analysis of trends of selected waterbird populations in the African-Eurasian Waterbird Agreement Area. Web resource. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. Disponible en <http://www.wetlands.org/AfricanEurasianWaterbirdCensus/AEWAConservationStatusReview/tabid/2578/Default.aspx> (accedido el 14 de agosto de 2013).

Anexos

Anexo I. Localidades de censo.

HUMEDALES NATURALES		
Localidad	Tipo de humedal	Descripción
Mar Menor	LAGUNA COSTERA	Humedal costero, originado a partir del cierre de una cubeta preexistente por procesos litorales de depósito de arenas sobre basamentos rocosos (areniscas calcáreas y afloramientos volcánicos), dando lugar a una barra interrumpida por canales naturales o artificiales denominadas golas.
<ul style="list-style-type: none"> - Marina del Carmolí - Saladar de Lo Poyo - Humedal del Ajauque - El Salar Gordo - Marina de Punta Galera y la Hita 	CRIPTOHUMEDALES	Humedales crípticos, aquellos en los que la lámina de agua superficial no existe o presenta una extensión muy reducida y carácter temporal, si bien el nivel freático siempre queda lo suficientemente próximo al suelo como para permitir el desarrollo de una comunidad de plantas freatófilas y la presencia de un sustrato saturado en agua y generalmente rico en sales.
Cañaverosa	BOSQUES DE RIBERA	Humedales en terrazas fluviales, ocupadas por árboles de ribera y vegetación acompañante, caracterizados por una alta productividad biológica y estructuración horizontal en bandas paralelas al río.
Charcones de la Bahía de Portmán	CHARCAS Y POZAS	Se incluyen bajo esta denominación tanto las charcas y pozas de origen natural como las artificiales
Encañizada de San Pedro del Pinatar	MARISMAS PSEUDOMAREALES (ENCAÑIZADAS)	Zona de comunicación entre una laguna costera –Mar Menor– y el Mediterráneo (golas) estabilizada por infraestructuras pesqueras tradicionales (encañizadas). Mantiene un notable dinamismo reflejado en procesos de sedimentación, colonización vegetal y alternancia de inundación-deseccación, que permiten el desarrollo de una notable biodiversidad acuática y una alta densidad de aves.
<ul style="list-style-type: none"> - Salinas del Rasall - Salinas de Marchamalo - Salinas de San Pedro del Pinatar 	HUMEDALES CON SALINAS COSTERAS	Explotaciones salineras en funcionamiento (tanto si son económicamente rentables como si están subsidiadas con fines conservacionistas), siempre que se mantenga en ellas el gradiente espacial de salinidad.
<ul style="list-style-type: none"> - Embalse de Alfonso XIII 	EMBALSES	Cuerpo de agua generado por la interrupción de

<ul style="list-style-type: none"> - Embalse del Argos - Embalse de Puentes - Embalse de Valdeifierno - Embalse de La Cierva - Azud de Ojós - Depósito Regulador del Mayés - Embalse de Santomera - Embalse de Algeciras - Embalse de Pliego - Azud del Menjú - Embalse de la Risca 		una red de drenaje, mediante un dique de obra (grandes diques de tierra se consideran análogos), con fines de retención de agua. Se incluye toda la masa de agua, colas y recodos con vegetación palustre.
Arrozales de Calasparra	ARROZALES	Áreas artificiales temporalmente encharcadas para el cultivo del arroz, localizadas en antiguas llanuras de inundación fluviales. A su importancia cultural, como actividad agrícola tradicional y sostenible, se une el valor ecológico y biogeográfico como refugio de ciertas especies palustres.
HUMEDALES ARTIFICIALES		
Localidad	Tipo de cuerpo de agua	Descripción
<ul style="list-style-type: none"> - Balsa de regadío de: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Abanilla ▪ Alguazas ▪ Alhama ▪ Fortuna ▪ Torres de Cotillas ▪ Librilla ▪ Mula ▪ Campo de Cartagena ▪ Yecla - Balsa del Campo de Golf de La Manga 	BALSAS DE RIEGO	Cuerpos de agua artificiales, de sustrato artificial impermeable (recubierto o no por grava); por norma general, no interrumpen redes de drenaje ni tienen como principal fuente de alimentación aguas residuales.
<ul style="list-style-type: none"> - E.D.A.R. <ul style="list-style-type: none"> ▪ Torres de Cotillas ▪ Los Alcázares ▪ San Javier ▪ Cabezo Beaza ▪ Campotéjar ▪ El Algar- Los Urrutias 	DEPURADORAS POR LAGUNAJE	Grandes balsas o lagunas (o conjuntos de ellas), con sustrato artificial impermeable, creadas para la depuración de aguas residuales de origen doméstico. Su valor es básicamente faunístico (hábitat de aves acuáticas)
CURSOS DE AGUA		
Localidad	Tipo de cuerpo de agua	Descripción

<ul style="list-style-type: none"> - Rambla del Albuji3n - Rambla de las Moreras (y su gravera) - Rambla de Miranda - Rambla del Canal-Saladillo - Rambla del Miedo - Rambla Salada 	RAMBLAS	<p>Cauces anchos y de sustrato pedregoso, que s3lo transportan agua durante unos pocos d3as del a3o como resultado de intensas precipitaciones, o que transportan agua permanentemente, pero sometida a acusadas fluctuaciones de nivel, espacial o temporalmente; o que transportan agua de forma temporal, qued3ndose secos durante los meses de estiaje; o que transportan agua de forma espacialmente intermitente, con tramos que pueden ser permanentes y tramos temporales.</p>
<ul style="list-style-type: none"> - R3o Segura - R3o Luchena - R3o Guadalenti3n 	R3OS	<p>En este apartado se han censado los cauces continuos del R3o Segura y dos de sus afluentes.</p>

Tabla 6. Humedales censados desde 1983 hasta 2013.

Anexo II. Especies estudiadas.

Categor3a	Especies
Aves marinas	Gaviotas, charranes, cormoranes y pardelas.
Zapullines y somormujos	Zapullines y somormujos.
Zancudas y r3lidos	Garzas, garcillas, garcetas, pollas de agua, flamencos, esp3tulas, y rascones.
Lim3colas	Andarr3os, vuelvepiedras, alcaravanes, correlimos, chortilejos, agachadizas, ostreros, cig3e3uelas, avetorillos, agujas, zarapitos, combatientes, cholitos, avocetas, archibebes, y avefr3as.
An3tidas nadadoras	3nades, patos, cercetas, y tarros.
An3tidas buceadoras	Porriones, negrones, haveldas, eiders, patos, serretas y malvas3as.
Fochas	Fochas.
Otros	Mart3n pescador y aguilucho lagunero.

Tabla 7: Especies de aves acu3ticas invernantes censadas de 1983 a 2013.