

Efectos de la perturbación humana sobre la comunidad de aves en actividades que combinan anillamiento y educación ambiental



Arantxa
Jiménez Archidona
Madrid 2017



Universidad Complutense de Madrid
Máster Universitario en Zoología

**Efectos de la perturbación humana sobre la
comunidad de aves en actividades que combinan
anillamiento y educación ambiental**

- Trabajo Fin de Máster -

Arantxa Jiménez Archidona

Departamento de Zoología y Antropología Física
Universidad Complutense de Madrid

Noviembre, 2017

El/La autor/a:
Arantxa Jiménez Archidona

Fdo.:

El/La tutor/a:
Carolina Remacha Sebastián

Fdo.:

**Departamento de Zoología y
Antropología Física**
Universidad Complutense de Madrid

El/la tutor/a:
Eva Banda Rueda

Fdo.:

ENARA Educación Ambiental S.L.

El/la tutor/a:
José Ignacio Aguirre de Miguel

Fdo.:

**Departamento de Zoología y
Antropología Física**
Universidad Complutense de Madrid

ÍNDICE

RESUMEN	3
ABSTRACT	4
INTRODUCCIÓN	5
MATERIAL Y MÉTODOS	8
ÁREA DE ESTUDIO.....	8
CENSOS DE AVES Y PARTICIPANTES.....	8
ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	10
RESULTADOS	12
ABUNDANCIA RELATIVA.....	13
RIQUEZA RELATIVA.....	13
ÍNDICE DE SHANNON.....	15
ENCAJAMIENTO/ <i>NESTEDNESS</i>	16
DISCUSIÓN	18
CONCLUSIONES	21
AGRADECIMIENTOS	22
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	23
<i>ANEXO I. Abundancia y riqueza total de la avifauna en cada localidad durante el periodo en que se llevó a cabo el estudio</i>	28
<i>ANEXO II. Matrices de encajamiento para las distintas fracciones de la población en las dos localidades de estudio (FEG y PW)</i>	30

RESUMEN

Las actividades de educación ambiental son una herramienta fundamental y de gran utilidad para concienciar a los ciudadanos sobre la gran problemática que existe actualmente acerca de la conservación de especies. El desarrollo de estas actividades en un entorno natural puede mejorar sustancialmente la experiencia por parte de los participantes, pero no obstante, conlleva una perturbación humana de determinada índole sobre dicho entorno natural. La gestión de este tipo de actividades debe conciliar los objetivos de la educación ambiental y ejercer a su vez la mínima perturbación posible, por lo que es necesario conocer la naturaleza de dicha perturbación y el efecto o impacto que supone sobre la fauna. En este estudio tratamos de conocer este efecto a partir de variaciones en el tamaño de grupo participante en una actividad de anillamiento científico de aves, con fines tanto científicos como educativos, en dos localidades distintas, mediante el análisis del índice de abundancia, índice de riqueza, índice de biodiversidad y encajamiento de la comunidad de aves. Los resultados muestran un efecto significativo del tamaño de grupo únicamente para la riqueza y el encajamiento de una de las dos comunidades, mientras que el resto de variables no se muestran alteradas en ninguna de las dos localidades. Este estudio sugiere que la distinta tolerancia de las comunidades de aves a la perturbación humana depende de las características propias de cada localidad.

Palabras clave: educación ambiental, perturbación humana, índice de abundancia, índice de riqueza, índice de biodiversidad, encajamiento, tolerancia, habituación.

ABSTRACT

Environmental education activities have become very necessary and useful in order to raise awareness among the average citizen about the great problem that currently exists on the conservation of biodiversity. The development of these activities in a natural environment can substantially improve the experience on the part of the participants, but nevertheless, it involves a human disturbance on this natural environment. In order to conciliate with the objectives of environmental education and performing as less disturbance as possible, it is required to know the nature of this disturbance and the way it impacts the fauna. In this study we try to find out this effect from variations in the size of the group participating in a scientific bird banding activity, both for scientific and educational purposes, in two different locations, by analyzing the abundance, richness and biodiversity indexes, as well as the nestedness on each bird community, while the rest of the variables remain not altered. This study suggests that tolerance to human disturbance of bird communities depends on particular characteristics of each locality.

Keywords: environmental education, human disturbance, abundance index, richness index, biodiversity index, nestedness, tolerance, habituation.

INTRODUCCIÓN

La presencia del ser humano en los distintos entornos naturales, ya sean espacios agrícolas, forestales o incluso urbanos, conlleva irremediamente un impacto sobre dicho entorno y la fauna que lo habita. Este hecho se encuentra corroborado por numerosos estudios llevados a cabo acerca del efecto de la perturbación humana, tales como Fernández–Juricic & Tellería (2000), Fernández–Juricic et al. (2001), Mori et al. (2001), o McClung et al. (2004). Es por ello imprescindible conocer el efecto que ejercemos sobre dicha fauna, para así poder desempeñar una correcta gestión y administración de estos espacios, de modo que podamos conservarlos al mismo tiempo que disfrutamos de ellos (Whittaker & Knight, 1998; Miller et al., 2001).

Una de las herramientas más importantes y de mayor utilidad para la conservación de la biodiversidad es la educación ambiental, puesto que realizada de una forma correcta es la mejor manera de concienciar al ciudadano medio de la situación actual de las especies (Fernández–Juricic, 2000; Grossberg et al., 2003). Un ciudadano informado y concienciado se encontrará más predispuesto a prestar colaboración o apoyo a diferentes planes de conservación del medio natural (Beale & Monaghan, 2004; Zaradic et al, 2009; Rodríguez-Prieto et al., 2014). Por ello, este tipo de actividades no se encuentran orientadas únicamente hacia profesionales del sector, sino que están organizadas de modo que cualquier persona, independientemente de la formación que posea en dicho campo, pueda participar puesto que la información ofrecida está adaptada a cada nivel. Además, cuando estas actividades de educación ambiental son realizadas en contacto directo con el medio natural supone, de forma general, una experiencia positiva en el participante (Crompton & Sellar, 1981; Bogner, 1998), especialmente para aquellos que además son ávidos observadores de la diversa fauna residente, con lo que esta actividad adquiere asimismo un carácter de ocio (Martínez–Abraín et al., 2008). No obstante, como se comentaba previamente, la presencia humana que conlleva el desarrollo de estas actividades en un entorno natural implica una determinada perturbación sobre el mismo, ya sea de forma directa sobre la fauna (Reed & Merenlender, 2008; Webber et al., 2013), o de manera indirecta alterando su hábitat (Cole, 1991; Cole & Landres, 1995). Esta perturbación puede tener como respuesta una menor detectabilidad de las especies, lo cual implicaría no sólo un

impacto en la fauna sino que resultaría en una experiencia negativa para las personas participantes en la actividad, perdiéndose así el efecto educativo y de concienciación que pretendemos conseguir (Remacha et al., 2011).

Entre las múltiples y diversas actividades de educación ambiental que podemos encontrar, en nuestro caso de estudio hemos elegido el anillamiento científico de aves realizado de manera abierta al público. Uno de los motivos es la propia naturaleza del anillamiento de aves, que supone una gran contribución a la comunidad científica mediante la aportación de datos que pueden ser utilizados en posteriores investigaciones ampliando el detalle de las mismas, como es el caso del presente estudio, y que nos otorga una gran información sobre las comunidades de aves. Además, al ser realizado de forma abierta al público adquiere un carácter educativo de gran interés puesto que acerca la avifauna local a los ciudadanos, así como les ofrece información sobre la propia actividad de anillamiento y sus ventajas para el estudio científico y por ende, para la conservación.

Pero por otra parte, cuando la presencia humana en un medio natural supone una perturbación en mayor o menor grado sobre la fauna que lo habita, a menudo es percibida como un riesgo de depredación (McCleery, 2009), cuya intensidad se puede ver aumentada a medida que aumenta el tamaño de grupo de personas que se encuentran en dicho medio. Ante este estímulo adverso, y en función del nivel de tolerancia de cada especie en concreto, estas especies pueden desarrollar varios tipos de respuesta (menos tolerantes) o por el contrario no alterar su comportamiento (más tolerantes). Para las especies con menor nivel de tolerancia, la respuesta más frecuente es la detención más o menos larga del desarrollo habitual de sus actividades rutinarias para aumentar la vigilancia, y en muchas ocasiones la perturbación finalmente resulta en la huida del individuo a otras zonas. Esta perturbación en la rutina de las aves les puede suponer un aumento del estrés fisiológico así como una disminución en la *fitness* reproductiva de los individuos (Müllner et al., 2004; Ellenberg et al., 2006; Partecke et al., 2006). Sin embargo, cuando las especies son expuestas a estos estímulos de perturbación humana en los que, aunque son percibidos como riesgo de depredación, no se produce una depredación real, puede tener lugar un proceso de habituación. El proceso de habituación surge como respuesta a la exposición continua a un estímulo e implica una disminución en la sensibilidad del individuo ante dicho estímulo, así como una

disminución en su respuesta comportamental (Rankin et al., 2009; Blumstein, 2016). Cuando este estímulo se trata de la perturbación humana, el individuo habituado está disminuyendo su percepción del riesgo de depredación, tal y como se recoge en Blumstein (2016).

Por lo tanto, resulta esencial llevar a cabo una correcta gestión de la actividad, lo que implica conciliar los objetivos tanto de la conservación de la biodiversidad como de las actividades de educación ambiental que se desarrollen en un medio natural, por lo que es necesario conocer la intensidad y el efecto de la perturbación humana sobre la fauna y su hábitat en estas zonas.

El principal objetivo de este estudio consiste en valorar el efecto de la perturbación humana sobre las aves reproductoras en distintos espacios naturales de la Comunidad de Madrid, durante el desarrollo de actividades de anillamiento tanto con fines científicos como de educación ambiental. Para ello, analizamos este efecto sobre la abundancia, riqueza, índice de biodiversidad y encajamiento de la comunidad de aves. Como indicador de la perturbación humana utilizamos el tamaño de grupo total que participa en la actividad.

Creemos que a medida que varíe la intensidad de la perturbación se podrá observar una variación en la presencia/ausencia de las especies, lo que nos permitirá determinar la tolerancia de las mismas de forma general dentro de cada comunidad. Más concretamente, esperamos que al aumentar el tamaño de grupo participante en la actividad se produzca una progresiva disminución del número de individuos de aquellas especies menos tolerantes a la presencia humana, mientras que las más tolerantes no se verán afectadas. Abordamos el estudio desde diferentes perspectivas gracias a que trabajamos con datos de anillamiento, lo que nos permite diferenciar distintas fracciones de la población que de otra manera no sería posible. Queremos analizar el efecto del tamaño de grupo para el total de la población, y a su vez comprobar si dicho efecto es distinto entre adultos y juveniles, puesto que otros estudios se muestra una variación de la tolerancia a la perturbación humana en función de la edad del individuo (Müllner et al., 2004)

MATERIAL Y MÉTODOS

- **ÁREA DE ESTUDIO**

Para la toma de datos se han escogido dos localidades dentro de la Comunidad de Madrid (España), en las cuales se realizan periódicamente actividades de anillamiento con fines científicos y educativos: la Finca El Garzo (FEG: 40°32'8.19"N; 3°52'42.61"W; 403 hectáreas), un encinar adhesionado atravesado por un soto fluvial rodeado de arbustos y una pequeña alameda; y el Parque del Oeste (PW: 40°26'3.64"N; 3°43'48.24"W; 98 hectáreas), un parque urbano donde predominan los pinos piñoneros y una vegetación arbustiva autóctona. Ambas localidades son áreas abiertas al público y cercanas a sendos centros urbanos, respectivamente Las Matas y la ciudad de Madrid (zona Chamberí–Argüelles).

A fin de tener en cuenta la intensidad de la perturbación humana a la que se encuentra sometida cada localidad diariamente, se realizó un sondeo del número de personas fuera de la actividad de anillamiento. Para ello se censaron todas aquellas personas que se encontraban dentro un radio de 25 metros alrededor de cada red de captura en el transcurso de una hora durante el desarrollo de una jornada de anillamiento. Para comprobar si las diferentes actividades desempeñadas por estos visitantes ejercen a su vez distintos niveles de perturbación, éstos fueron categorizados en paseantes, ciclistas, corredores, niños y, dado el caso, se contabilizaron también las mascotas que les acompañaban. Sin embargo, debido a una cantidad insuficiente de jornadas en las que se realizó este sondeo, no hemos podido realizar un análisis estadístico de estos datos, con lo que sus resultados serán meramente orientativos de la diferente carga de visitantes que recibe cada localidad.

- **CENSOS DE AVES Y PARTICIPANTES**

Se han seleccionado los datos recogidos en las jornadas de anillamiento de los últimos 5 años (2013–2017) durante la temporada reproductora, desde el 15 de abril hasta el 15 de julio, periodo que incluye la reproducción de la mayoría de las especies paseriformes (Cramp, 1998). Repetimos los mismos análisis para distintas fracciones de la población: (1) para el total de la población, (2) total de adultos, (3) adultos en

reproducción segura y (4) juveniles (volanderos de ese año). Para analizar los adultos dividimos la población en dos fracciones que nos dan información complementaria. Por un lado, el total de los adultos que podría estar incluyendo individuos de algunas especies en paso tardías e individuos sin placa (no reproductores o locales que en ese momento no se están reproduciendo). Por otro, adultos que sabemos con seguridad que estaban criando (determinado a través de la observación de la placa, Svensson, 1992). De este modo podemos comprobar si la fracción de adultos refleja lo que ocurre cuando consideramos únicamente individuos que seguro que se están reproduciendo en ese momento. Para el grupo de juveniles sólo se incluyeron las jornadas posteriores a la aparición del primer pollo.

La captura de las aves durante las actividades de anillamiento se ha realizado de manera estandarizada mediante el uso de redes japonesas, colocadas siempre de igual manera y en el mismo puesto dentro de cada localidad (Estación de Esfuerzo Constante) durante las 5 primeras horas tras el amanecer, evitando los días lluviosos o de viento excesivo y/o persistente. Para cada ave capturada y anillada hemos utilizado los siguientes datos: especie, edad (joven/adulto; Jenni & Winkler, 1994), estado reproductor (sí/no, a través de la placa; Svensson, 1992), y fecha de captura (que se transformó en fecha juliana para los posteriores análisis estadísticos). Se han calculado los datos de abundancia y riqueza relativos por jornada (número de individuos de cada especie y número de especies por metro de red, respectivamente) para realizar un estudio comparativo entre las distintas fechas y localidades de estudio.

Durante las jornadas con tamaños de grupo más numerosos, la totalidad de los integrantes no se encontraba participando al mismo tiempo en la actividad de anillamiento. En estos casos, el grupo se dividía en otros más pequeños y se implementaba la jornada con otras actividades de educación ambiental tales como rutas ornitológicas, sendas botánicas o revisión de cajas nido, llevadas a cabo en las mismas localidades. El objetivo de esta fragmentación del grupo principal radica en la intención de reducir en la medida de lo posible la intensidad de la perturbación humana ejercida en el mismo lugar durante el mismo tiempo, pero manteniendo igualmente las funciones educativa y científica propias de la actividad.

El perfil de los participantes incluye familias con adultos y niños de todas las edades, hasta grupos académicos pertenecientes a todas las etapas educativas (desde educación infantil hasta formación superior, profesional y especial).

Todos los datos empleados para los análisis han sido facilitados por la empresa ENARA Educación Ambiental S.L., a cargo del desarrollo de las actividades de educación ambiental en torno a las cuales se ha elaborado el presente estudio.

- **ANÁLISIS ESTADÍSTICO**

Se analizaron cuatro variables dependientes: la abundancia y riqueza relativas, el índice de Shannon, y el encajamiento de la comunidad de aves (*nestedness*). Para cada una de estas variables se realizaron varios análisis por separado que clasificaban a los individuos por edad en adultos y juveniles, y por estado reproductor (sí/no), así como el total de los individuos.

El índice de Shannon (1949), se trata de un índice de biodiversidad específica que se fundamenta en la abundancia relativa o proporcional de cada especie (Pla & Matteucci, 2001), y se define mediante la expresión $H' = \sum p_i \cdot \log_2(p_i)$, siendo p_i la abundancia relativa de cada especie (del Río et al. 2003). De modo que se trata de un índice que tiene en cuenta tanto las medidas de abundancia como las de riqueza.

El encajamiento de la comunidad de individuos o *nestedness* es un concepto que se utiliza en el análisis de la composición de diferentes comunidades, haciendo referencia a la hipótesis de los subconjuntos encajados (“*nested subset hypothesis*”). Según esta hipótesis, en una comunidad que presenta un patrón de encajamiento, los grupos más pobres en especies constituirían subconjuntos que se podrían encontrar en otros grupos con una riqueza de especies progresivamente mayor (Patterson & Atmar, 1986; Fernández–Juricic, 2002; Almeida–Neto et al., 2008; Ulrich et al. 2009). Este encajamiento se representa mediante la elaboración de una matriz de datos (*ranking nestedness*) en la que las unidades muestrales en las que aparece un mayor número de especies quedan dispuestas en las filas superiores de la matriz, mientras que las filas inferiores incluirían los subconjuntos más pequeños de especies (Atmar & Patterson,

1993). Se analizó el grado de encajamiento de la comunidad de aves en cada localidad por separado, puesto que la composición de cada una de ellas es muy diferente. Para ello se empleó el análisis denominado WNDOF (por sus siglas en inglés: *Weighted Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Fills*; Almeida-Neto & Ulrich, 2011), el cual permite analizar datos cuantitativos. Además, este análisis puede ser realizado independientemente para las filas y columnas de nuestra matriz de datos, permitiéndonos conocer el grado de contribución que tiene cada una de manera independiente para el patrón general de encajamiento. Para comprobar si en las distintas categorías estudiadas (total, adultos, juveniles y reproductores) existe un patrón de encajamiento, se comparó cada una de nuestras matrices de datos con otras 1000 matrices aleatorias generadas por un modelo nulo mediante una serie de permutaciones de nuestros datos originales. Se escogió el modelo nulo $c0$ para datos cuantitativos, el cual restringe las abundancias de las especies por columnas al generar las matrices aleatorias. La elección de este modelo se debe a su significado biológico: al mantener las frecuencias de las especies estamos simulando un escenario semejante a su biología real respecto a su ocurrencia efectiva, puesto que la abundancia de cada una de ellas sólo puede aumentar en la medida en que es posible para cada especie en particular y no para todas de la misma manera.

Para estudiar la relación del efecto del tamaño de grupo sobre las distintas variables respuesta, se han llevado a cabo modelos generales lineales mixtos (GLMs), y se ha comprobado la normalidad de los residuos del modelo. Las variables independientes que se han incluido en estos modelos son la localidad (categórica), el tamaño de grupo (continua); la interacción entre localidad y tamaño de grupo, la fecha juliana (continua), y el año como variable aleatoria. En los casos en los que la interacción entre localidad y tamaño de grupo resulta significativa, se analizó el efecto del tamaño de grupo en cada una de las localidades por separado. En el caso del ranking de la *nestedness*, sólo se analizó el efecto del tamaño de grupo sobre el encajamiento de la comunidad cuando éste fue significativo.

Todos los análisis estadísticos se han llevado a cabo mediante el programa R (R version 3.4.0; 2017-04-21) y los paquetes *lme4* (Bates et al. 2015) y *vegan* (Oksanen et al. 2017).

RESULTADOS

En la Finca El Garzo, el número total de jornadas incluidas en el estudio fue de 69 (10 sin público, 29 con grupos familiares, y 30 con grupos escolares), con un tamaño de grupo total que varía entre un mínimo de 2 y un máximo de 122 personas. En el Parque del Oeste fueron analizadas un total de 59 jornadas (20 sin público, 25 con familias y 14 con grupos escolares), con una variación del tamaño de grupo entre un mínimo de 1 y un máximo de 77 personas. Las jornadas registradas con los tamaños de grupo más bajos hacen referencia únicamente al anillador/es oficial/es. Por su parte, aquellos tamaños de grupo más grandes corresponden a grupos de estudiantes.

El número de visitantes fuera de la actividad de anillamiento durante la jornada de sondeo resultó ser 1 paseante, 1 ciclista y 1 corredor en la Finca El Garzo, mientras que en el Parque del Oeste se contabilizaron 55 paseantes, 10 ciclistas, 13 corredores, 1 niño, y 24 mascotas (todos perros).

La abundancia y la riqueza total de las comunidades de aves en cada una de las localidades estudiadas se pueden consultar en el Anexo I.

Tabla 1. Efecto del tamaño de grupo sobre distintos parámetros de la comunidad de aves en las dos localidades analizadas (FEG y PW). Las interacciones no significativas entre localidad y tamaño de grupo se representan con líneas discontinuas (en ningún caso el efecto global fue significativo). Cuando la relación fue significativa se ha indicado el signo de la tendencia.

VARIABLES	TOTAL		ADULTOS		REPROD.		JUVENILES	
	FEG	PW	FEG	PW	FEG	PW	FEG	PW
ABUNDANCIA
RIQUEZA	(- **)	(n.s.)	(n.s.)	(n.s.)	(n.s.)	(n.s.)
I. SHANNON	(n.s.)	(n.s.)	(n.s.)	(n.s.)	(n.s.)	(n.s.)	(n.s.)	(n.s.)
RANKING	(+ *)							
NESTEDNESS							(n.s.)	

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; n.s. no significativo

- **ABUNDANCIA RELATIVA**

La interacción entre el tamaño de grupo y la localidad no es significativa para la abundancia ni del total de individuos ($\chi^2 = 2.35$; $P = 0.12$), ni para adultos ($\chi^2 = 0.54$; $P = 0.46$), juveniles ($\chi^2 = 1.19$; $P = 0.27$) y reproductores ($\chi^2 = 2.05$; $P = 0.15$) por separado, es decir, el efecto del tamaño de grupo sobre la abundancia no es diferente entre localidades.

La abundancia total varía significativamente y de forma positiva en función de la fecha (Estimate = 0.0031; LRT = 13.17; $P < 0.001$), es decir, a medida que avanza la primavera, la abundancia total es mayor. Sin embargo, no cambia significativamente con el tamaño de grupo (Estimate = -0.001; LRT = 1.85; $P = 0.17$) ni entre localidades (Estimate = -0.06; LRT = 2.47; $P = 0.12$) (Tabla 1).

El tamaño de grupo no influye significativamente en la abundancia de adultos (Estimate = -0.0007; LRT = 1.40; $P = 0.24$), controlando las diferencias entre localidades (Estimate = -0.09; LRT = 11.90; $P < 0.001$) y el efecto negativo de la fecha de captura (Estimate = -0.002; LRT = 10.99; $P < 0.001$), es decir, que a medida que transcurre el periodo reproductor, disminuye la abundancia de adultos (Tabla 1).

La abundancia de adultos reproductores no varía significativamente con el tamaño de grupo (Estimate = -0.0002; LRT = 0.12; $P = 0.72$), tras controlar por las diferencias entre localidades (Estimate = -0.07; LRT = 8.77; $P = 0.003$) (Tabla 1).

La abundancia de juveniles no se ve significativamente alterada por el tamaño de grupo (Estimate = -0.0009; LRT = 1.19; $P = 0.27$), controlando el efecto positivo de la fecha de captura (Estimate = 0.005; LRT = 6.46; $P = 0.94$) que indica un aumento de la abundancia a medida que avanza la temporada (Tabla 1).

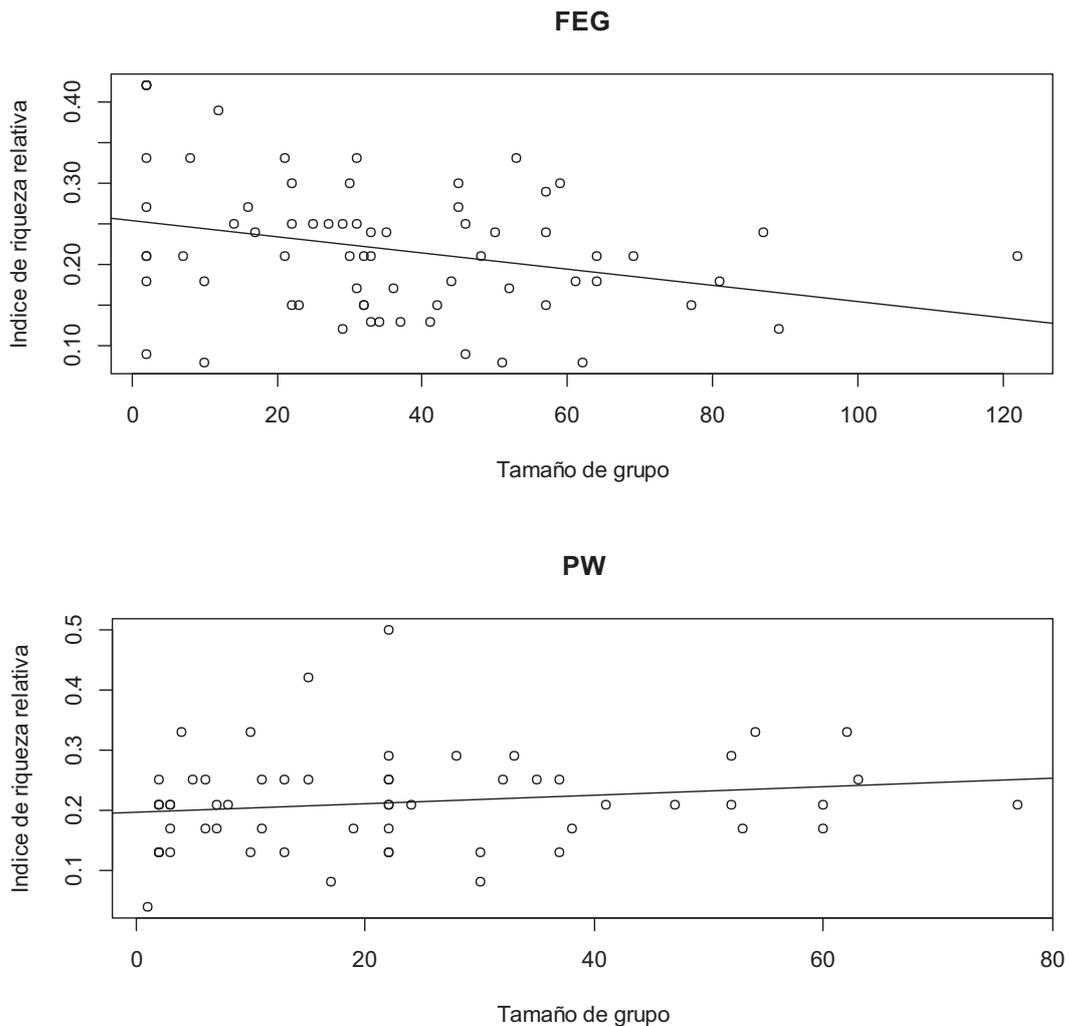
- **RIQUEZA RELATIVA**

La interacción entre el tamaño de grupo y la localidad es significativa para la riqueza del total de los individuos ($\chi^2 = 6.64$; $P = 0.01$) y de los adultos reproductores

($\chi^2 = 5.57$; $P = 0.02$), así como de forma marginal para la riqueza de los adultos ($\chi^2 = 3.77$; $P = 0.05$), lo que indica que el efecto del tamaño de grupo sobre la riqueza de estos apartados podría ser diferente en cada localidad. Por el contrario, dicha interacción no resulta significativa para la riqueza de juveniles ($\chi^2 = 2.59$; $P = 0.11$).

La riqueza total se ve negativamente afectada por el tamaño de grupo en la Finca El Garzo (Estimate = -0.0008 ; LRT = 4.68; $P = 0.03$, Figura 1), controlando por el efecto positivo de la fecha de captura (Estimate = 0.0009; LRT = 4.55; $P = 0.03$), mientras que en el Parque del Oeste esta riqueza total no se ve afectada por la fecha de captura ni por el tamaño de grupo (todos los valores de $P > 0.32$, Figura 1).

Figura 1. Relación entre el tamaño de grupo y el índice de riqueza relativa del total de individuos para FEG y PW. Recta de regresión calculada a través de una regresión simple.



Para la Finca El Garzo el tamaño de grupo no ejerce un efecto significativo en la riqueza de adultos (Estimate = -0.0005 ; LRT = 2.52; P = 0.11) ni en la riqueza de reproductores (Estimate = -0.0003 ; LRT = 0.68; P = 0.41). En el Parque del Oeste tampoco se ve afectada la riqueza de adultos por el tamaño de grupo (Estimate = -0.0005 ; LRT = 0.43; P = 0.51) tras controlar por un efecto negativo de la fecha de captura (Estimate = -0.0005 ; LRT = 20.73; P < 0.001), ni la riqueza de reproductores (Estimate = 0.0007 ; LRT = 2.64; P = 0.10), controlando por un efecto negativo de la fecha de captura (Estimate = -0.001 ; LRT = 9.73; P < 0.001). Sin embargo, las tendencias del efecto del tamaño de grupo sobre la riqueza de reproductores son opuestas en las dos localidades (Tabla 1).

Por su parte, no existen diferencias en el efecto del tamaño de grupo sobre la riqueza de juveniles entre las dos localidades, pero este efecto no es significativo (Estimate = -0.0001 ; LRT = 0.23; P = 0.63), controlando por el efecto positivo de la fecha de captura (Estimate = 0.003 ; LRT = 15.87; P < 0.001)(Tabla 1).

- **ÍNDICE DE SHANNON**

La interacción entre el tamaño de grupo y la localidad es significativa para el índice de Shannon (IS) del total de los individuos ($\chi^2 = 5.60$; p = 0.02) y reproductores ($\chi^2 = 5.11$; P = 0.02), y marginalmente significativa para el índice de Shannon de adultos ($\chi^2 = 3.69$; P = 0.005) y juveniles ($\chi^2 = 3.69$; P = 0.05), lo que señala un posible efecto diferente del tamaño de grupo en cada localidad sobre este índice para cada categoría estudiada.

En la Finca El Garzo, no existe un efecto significativo del tamaño de grupo sobre el IS total (Estimate = -0.004 ; LRT = 3.51; P = 0.06), de adultos (Estimate = -0.003 ; LRT = 2.46; P = 0.12) de juveniles (Estimate = -0.004 ; LRT = 1.16; P = 0.28) ni de reproductores (Estimate = -0.003 ; LRT = 1.06; P = 0.30), controlando por un efecto negativo de la fecha de captura sobre el IS de adultos y juveniles (Estimate = -0.005 ; LRT = 5.67; P < 0.02; y Estimate = 0.033 ; LRT = 15.34; P < 0.001, respectivamente) (Tabla 1).

A su vez, en el Parque del Oeste el tamaño de grupo no influye significativamente sobre el IS total (Estimate = 0.003; LRT = 1.70; P = 0.19), ni sobre el de adultos (Estimate = 0.003; LRT = 0.99; P = 0.32), el de juveniles (Estimate = -0.001; LRT = 0.01; P = 0.91) ni el de reproductores (Estimate = 0.005; LRT = 2.20; P = 0.138), controlando por un efecto negativo de la fecha de captura para los adultos y reproductores (Estimate = -0.013; LRT = 20.68; P < 0.001; y Estimate = -0.008; LRT = 8.15; P < 0.01, respectivamente) (Tabla 1).

- **ENCAJAMIENTO (NESTEDNESS)**

Para la Finca El Garzo, el conjunto de especies incluidas en el total de individuos (*matrix fill* = 0.15) presenta un encajamiento significativo (Tabla 2). Este encajamiento también es significativo para el conjunto de especies representadas por el grupo de juveniles (*matrix fill* = 0.14, Tabla 2). Es decir, en ambos casos el *ranking* de la *nestedness* se puede interpretar como una pérdida ordenada de especies. Además, para cada una de estas dos categorías de la población, el valor de encajamiento de las filas de la matriz ($P < 0.001$ y $P < 0.01$, respectivamente) presenta una mayor contribución al encajamiento total que el valor de las columnas (no significativo). El resto de las fracciones de la población (adultos y adultos reproductores) no presentan un patrón de encajamiento significativo.

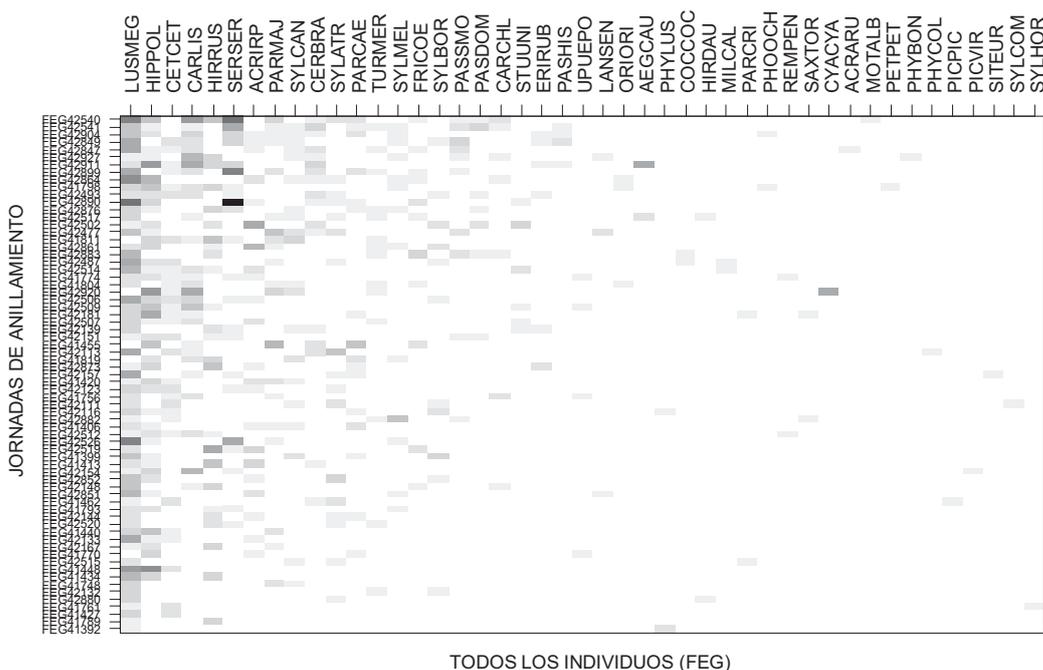
En el Parque del Oeste, los resultados del encajamiento para cada una de las categorías estudiadas (total, adultos, reproductores y juveniles) no son significativos, es decir, no se observa ningún patrón de encajamiento en esta comunidad de aves.

Tabla 2. Resultados del análisis del patrón de encajamiento para las cuatro categorías de la población estudiadas en la comunidad de ave en ambas localidades (FEG y PW).

	TOTAL		ADULTOS		REPROD.		JUVENILES	
	FEG	PW	FEG	PW	FEG	PW	FEG	PW
WNODF	15.94 ($P < 0.01$)	14.02 n.s.	14.06 n.s.	11.83 n.s.	13.98n.s.	10.79 n.s.	13.22 ($P < 0.05$)	17.88 n.s.
WNODFc	10.98	10.66	10.42	8.18	11.21	7.78	10.12	13.99
WNODFf	18.03	14.88	15.39	12.70	14.70	11.21	15.48	19.93
SES	3.40	0.42	1.90	2.07	0.52	2.04	2.36	0.10
Matrix fill	0.15	0.17	0.14	0.14	0.14	0.17	0.14	0.17

En la Finca El Garzo, el tamaño de grupo afecta de forma positiva al encajamiento de la comunidad de especies para el total de individuos (Estimate = 0.003; LRT = 4.28; $P = 0.04$), es decir, a medida que aumenta el tamaño de grupo se produce una pérdida encajada de las especies. Por el contrario, no existe una relación significativa entre el tamaño de grupo y la pérdida encajada de especies para los juveniles (Estimate = 0.0016; LRT = 1.06; $P = 0.30$), controlando por un efecto negativo de la fecha de captura (Estimate = -0.013 ; LRT = 15.08; $P < 0.001$)(Tabla 1).

Figura 2. Matriz de encajamiento para el total de individuos en la FEG. El gradiente de color representa la abundancia de cada especie en cada jornada usando el blanco para las ausencias y el negro para el máximo. Los acrónimos de las especies se pueden consultar en el ANEXO 1.



DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran que el tamaño de grupo afecta de diferente manera a las comunidades estudiadas en función de la localidad. Por una parte, en la Finca El Garzo, a medida que aumenta el tamaño de grupo se produce en el total de la población una pérdida de especies, que además sucede de forma ordenada en función de la mayor o menor tolerancia de cada una de estas especies a la perturbación humana. Por otra parte, en el Parque del Oeste no se observa ningún efecto del tamaño de grupo sobre ninguna de las variables estudiadas, lo que parece indicar un proceso de habituación a la presencia humana sobre la avifauna de esta localidad. No parece haber un efecto diferente de la perturbación humana entre adultos y juveniles en ninguna de las dos localidades. Sin embargo, este es un resultado para las respuestas comportamentales, pero no podemos asumir que no exista un efecto de esta perturbación sobre otros parámetros de la biología del individuo, como pueda ser una respuesta fisiológica (Beale & Monaghan, 2004; Müllner et al., 2004).

Al contrario de los resultados que esperábamos observar, el efecto del tamaño de grupo no parece ser diferente entre adultos y jóvenes. No obstante, los estudios que afirman la existencia de diferentes respuestas son referidos mayoritariamente a parámetros fisiológicos, como es el caso de Müllner et al. (2004), mientras que en este estudio se ha analizado un tipo de respuesta comportamental.

En la Finca El Garzo, el tamaño de grupo afecta significativamente a la riqueza total ejerciendo un efecto negativo sobre ella, es decir, a medida que aumenta el tamaño de grupo disminuye el número de especies capturadas durante la actividad de anillamiento, coincidiendo con los resultados encontrados en otros estudios sobre el efecto de la perturbación humana en diferentes comunidades faunísticas (Reed et al., 2008; Collins–Kreiner et al., 2013). El motivo por el que tiene lugar esta pérdida de especies puede encontrarse en la mayor o menor tolerancia que presentan tales especies durante la primavera en esta localidad ante los diferentes niveles de perturbación humana. De manera que a medida que aumenta el tamaño de grupo participante en la actividad, las especies menos tolerantes serían menos detectables y por tanto disminuiría su posibilidad de caer en las redes de anillamiento. Además, esta pérdida de

especies se produce siguiendo un patrón de encajamiento, es decir, de forma ordenada a medida que aumenta el tamaño de grupo, siendo las especies menos tolerantes las primeras en desaparecer (Fernández–Juricic, 2002). Así, las jornadas con mayor número de participantes presentan un menor número de especies (con una mayor tolerancia a la perturbación humana) que a su vez son subconjuntos de especies que se pueden encontrar en las jornadas con tamaños de grupo más pequeños, las cuales que incluyen una mayor riqueza, lo cual coincide con los resultados mostrados por otros estudios (Remacha et al., 2011).

No obstante, la abundancia no se ve significativamente alterada por el tamaño de grupo para ninguna de las categorías analizadas de la población (total, adultos, reproductores y juveniles). Esto puede explicarse por el hecho de que, probablemente, la abundancia promedio de las especies poco tolerantes sea baja, y las tendencias de la abundancia media de la comunidad vienen por consiguiente determinadas por las especies con poblaciones más numerosas (Fernández–Juricic, 2002; Remacha et al., 2011). A su vez, podría estar teniendo lugar una sustitución de algunas de las especies más sensibles a la perturbación humana por otras no solo más tolerantes sino además atraídas por el ser humano (antrópicas), con lo que las nuevas especies podrían sumar efectivos a la abundancia total (que por lo tanto no reflejaría cambios significativos), pero aun así suponiendo igualmente una pérdida de riqueza de especies. Resultaría interesante llevar a cabo un análisis de la composición de la comunidad de aves en esta localidad, de modo que se pudiera comprobar si efectivamente se está produciendo una sustitución de unas especies por otras.

Entre las especies menos tolerantes se encuentran la curruca mirlona *Sylvia hortensis* (Gmelin, 1789), la curruca zarcera *Sylvia communis* (Latham, 1787) o el trepador azul *Sitta europaea* (Linnaeus, 1758). Siguiendo las indicaciones de Canaday (1997), lo más recomendable sería desarrollar un estudio más exhaustivo que nos permitiera conocer qué factores del entorno pueden modular la respuesta de la tolerancia a la presencia humana en estas especies que presentan una mayor sensibilidad a la perturbación humana. De igual manera se podría sugerir un análisis descriptivo de la zona y sus alrededores con objeto de comprobar si estas diferentes respuestas a la perturbación humana presentan o no alguna correlación con la estructura del hábitat de estas especies durante la temporada de reproducción, como se ha demostrado en otras

ocasiones (Fernández–Juricic, 1998; Fernández–Juricic et al., 2001; Fleishman et al. 2003; Wolf et al., 2013).

Por otra parte, en el Parque del Oeste no se observa ningún efecto significativo del tamaño de grupo sobre las variables ni las categorías de la población estudiadas, es decir, que las distintas especies de la comunidad de aves no presentan variaciones en su respuesta comportamental (variaciones en la presencia/ausencia) frente a distintos niveles de perturbación humana. Estos resultados parecen indicar una mayor tolerancia de las especies de aves que se encuentran en esta localidad durante la primavera a la presencia humana. De hecho, las especies predominantes (es decir, que presentan una mayor abundancia) en esta localidad son especies antrópicas, como el gorrión molinero *Passer montanus* (Linnaeus, 1758). La explicación más plausible para este resultado viene dada por la propia ubicación del Parque del Oeste, un parque urbano que recibe una importante carga de visitantes de manera continua a lo largo de todo el año. Esta constante exposición de la avifauna del parque a la presencia humana puede ser la responsable de un proceso de habituación de la comunidad de aves a tal perturbación (Partecke et al., 2006), de manera que las variaciones del tamaño de grupo participante en la actividad de anillamiento no resultan una diferencia significativa de la perturbación producida por las personas visitantes del parque fuera de la actividad. Sin embargo, el propio proceso de habituación es en sí mismo un tipo de respuesta comportamental mediante la cual el individuo afectado por una perturbación real y presente disminuye la valoración del riesgo de la misma (Blumstein, 2016). De hecho, en un trabajo previo considerando la comunidad de aves de esta misma localidad durante todo el año (invernantes, reproductores y aves en paso), se encontró un efecto positivo del tamaño de grupo sobre la riqueza (Jiménez, A., & Banda, E., 2016), lo que parece indicar que en estos medios algunas especies se vean favorecidas por la presencia humana.

En este caso, se puede considerar el Parque del Oeste como un lugar muy adecuado para llevar a cabo una actividad de educación ambiental que requiera su desarrollo en la naturaleza, con objeto de acercar la experiencia al público participante. Esto podría ser debido a que, aunque la presencia humana siempre supone un impacto sobre la naturaleza, en esta localidad las aves parecen encontrarse habituadas a ella, lo que minimiza las variaciones comportamentales en su rutina diaria y las pérdidas de

fitness que conllevaría la realización de dicha actividad en un área en que la avifauna se encuentre en menor contacto con el ser humano y por lo tanto presentara una mayor variación en su respuesta ante tal perturbación.

CONCLUSIONES

- * El efecto del tamaño de grupo sobre las comunidades de aves estudiadas es diferente según la localidad (Finca El Garzo y Parque del Oeste).
- * En la Finca El Garzo, a medida que aumenta el nivel de perturbación humana se produce una pérdida progresiva y ordenada de las especies, siendo las menos tolerantes a dicha perturbación las primeras en desaparecer.
- * En el Parque del Oeste, la comunidad de aves no se encuentra alterada por los diferentes tamaños de grupo participante en la actividad de educación ambiental, lo que posiblemente esté relacionado con un proceso de habituación a la perturbación humana.
- * Nuestros resultados aconsejarían realizar este tipo de actividades en un entorno en el que las diferentes comunidades de la fauna estén compuestas por especies con una mayor tolerancia o se encuentren más habituadas a la perturbación humana, de modo que el impacto ejercido de manera general sea el mínimo posible.
- * Profundizar en las variables que influyen en la tolerancia de las especies nos puede ayudar a establecer medidas correctoras en aquellas zonas donde se vean negativamente afectadas. Esto ayudaría a reconciliar conservación y las actividades de educación ambiental fuera del medio urbano.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quisiera agradecer a mis tutoras, Eva Banda Rueda y Carolina Remacha Sebastián, por haber depositado su confianza en mí a la hora de realizar el presente estudio, así como por su ayuda y orientación en todo momento en los campos que me resultaron más difíciles de desarrollar.

A la empresa ENARA Educación Ambiental S.L., por la cesión de los datos empleados en este estudio, sin los cuales habría sido imposible llevarlo a cabo, y habría perdido tanto en calidad como en originalidad.

A mis compañeros y amigos del máster, pero también a los de la vida, que me han acompañado en todo el proceso de mi formación, animándome a continuar adelante y no tirar la toalla, y sobre todo por sobrellevar con paciencia mis largas ausencias durante las temporadas en que los estudios requerían toda mi atención.

Y por último, a aquellos que representan lo más importante de mi vida, mi familia, especialmente a mi padres y a mi hermana, que son quienes más me han apoyado y ayudado a salir adelante, sin los cuales no podría haber llegado hasta donde estoy ahora, que supone un sueño cumplido.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida-Neto, M., Guimarães, P., Guimarães, P. R., Loyola, R. D., & Ulrich, W. (2008). A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, *117*(8), 1227-1239.

Almeida-Neto, M., & Ulrich, W. (2011). A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. *Environmental Modelling & Software*, *26*(2), 173-178.

Atmar, W., & Patterson, B. D. (1993). The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia*, *96*(3), 373-382

Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, *67*(1), 1-48.doi:10.18637/jss.v067.i01.

Beale, C. M., & Monaghan, P. (2004). Human disturbance: people as predation-free predators? *Journal of applied ecology*, *41*(2), 335-343.

Blumstein, D. T. (2016). Habituation and sensitization: new thoughts about old ideas. *Animal Behaviour*, *120*, 255-262.

Bogner, F. X. (1998). The influence of short-term outdoor ecology education on long-term variables of environmental perspective. *The Journal of Environmental Education*, *29*(4), 17-29.

Canaday, C. (1996). Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazonia. *Biological Conservation*, *77*(1), 63-77.

Cole, D. N. (1993). Minimizing conflict between recreation and nature conservation. *Ecology of greenways: design and function of linear conservation areas*. University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota, USA, 105-122.

- Cole, D. N., & Landres, P. B. (1995). Indirect effects of recreation on wildlife. Wildlife and recreationists. *Coexistence through management and research*, 183-202.
- Collins–Kreiner, N., Malkinson, D., Labinger, Z., & Shtainvarz, R. (2013). Are birders good for birds? Bird conservation through tourism management in the Hula Valley, Israel. *Tourism Management*, 38, 31-42.
- Cramp, S. (1998). *The complete birds of the western palaeartic on CD-ROM*. Oxford: Oxford University Press.
- Crompton, J. L., & Sellar, C. (1981). Do outdoor education experiences contribute to positive development in the affective domain? *The Journal of Environmental Education*, 12(4), 21-29.
- Del Río, M., Montes, F., Cañellas, I., & Montero, G. (2003). Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigación Agraria: Sistemas y recursos forestales*, 12(1): 159–176.
- Ellenberg, U., Mattern, T., Seddon, P. J., & Jorquera, G. L. (2006). Physiological and reproductive consequences of human disturbance in Humboldt penguins: the need for species-specific visitor management. *Biological Conservation*, 133(1), 95-106.
- Fernández–Juricic, E. (2000). Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. *Conservation Biology*, 14(2), 513-521.
- Fernández–Juricic, E. (2000). Conservation education: the need for regional approaches supporting local initiatives. *Wildlife Society Bulletin*, 164-167.
- Fernández–Juricic, E. (2002). Can human disturbance promote nestedness? A case study with breeding birds in urban habitat fragments. *Oecologia*, 131(2), 269-278.
- Fernández–Juricic, E. & Tellería, J. L. (2000). Effects of human disturbance on spatial and temporal feeding patterns of Blackbird *Turdus merula* in urban parks in Madrid, Spain. *Bird Study*, 47(1), 13-21.

Fernández–Juricic, E., Jimenez, M. D., & Lucas, E. (2001). Bird tolerance to human disturbance in urban parks of Madrid (Spain): Management implications. *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*, 259-273.

Fleishman, E., McDonal, N., Nally, R. M., Murphy, D. D., Walters, J., & Floyd, T. (2003). Effects of floristics, physiognomy and non-native vegetation on riparian bird communities in a Mojave Desert watershed. *Journal of Animal Ecology*, 72(3), 484-490.

Grossberg, R., Treves, A., & Naughton–Treves, L. (2003). The incidental ecotourist: measuring visitor impacts on endangered howler monkeys at a Belizean archaeological site. *Environmental Conservation*, 30(1), 40-51.

Jenni, L. & Rinkler, R. 1994. *Moult and Ageing of European Passerines*. Academic Press. London, UK.

Jiménez, A. & Banda, E. (2016). *Estudio del efecto de la perturbación humana sobre la avifauna en parques de recreo durante actividades de educación ambiental*. Trabajo de fin de grado. Grado en Biología, Universidad Complutense de Madrid, Madrid.

Martínez–Abraín, A., Oro, D., Conesa, D., & Jiménez, J. (2008). Compromise between seabird enjoyment and disturbance: the role of observed and observers. *Environmental Conservation*, 35(2), 104-108.

Mccleery, R. A. (2009). Changes in fox squirrel anti-predator behaviors across the urban–rural gradient. *Landscape Ecology*, 24(4), 483.

McClung, M. R., Seddon, P. J., Massaro, M., & Setiawan, A. N. (2004). Nature–based tourism impacts on yellow-eyed penguins *Megadyptes antipodes*: does unregulated visitor access affect fledging weight and juvenile survival? *Biological Conservation*, 119(2), 279-285.

Miller, S. G., Knight, R. L., & Miller, C. K. (2001). Wildlife responses to pedestrians and dogs. *Wildlife Society Bulletin*, 124-132.

Mori, Y., Sodhi, N. S., Kawanishi, S., & Yamagishi, S. (2001). The effect of human disturbance and flock composition on the flight distances of waterfowl species. *Journal of Ethology*, 19(2), 115-119.

Müllner, A., Linsenmair, K. E., & Wikelski, M. (2004). Exposure to ecotourism reduces survival and affects stress response in hoatzin chicks (*Opisthocomus hoazin*). *Biological Conservation*, 118(4), 549-558.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E. & Wagner, H. (2017). vegan: Community Ecology Package. Rpackage version 2.4-3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Partecke, J., Schwabl, I., & Gwinner, E. (2006). Stress and the city: urbanization and its effects on the stress physiology in European blackbirds. *Ecology*, 87(8), 1945-1952

Patterson, B. D., & Atmar, W. (1986). Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological Journal of the Linnean Society*, 28(1-2), 65-82.

Pla, L., & Matteucci, S. (2001). Intervalos de confianza bootstrap del índice de biodiversidad de Shannon. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 18(3): 222-234.

Rankin, C. H., Abrams, T., Barry, R. J., Bhatnagar, S., Clayton, D. F., Colombo, J., et al. (2009). Habituation revisited: an updated and revised description of the behavioral characteristics of habituation. *Neurobiology of Learning and Memory*, 92, 135-138

Reed, S. E., & Merenlender, A. M. (2008). Quiet, non-consumptive recreation reduces protected area effectiveness. *Conservation Letters*, 1(3), 146-154.

Remacha, C., Pérez-Tris, J., & Delgado, J. A. (2011). Reducing visitors' group size increases the number of birds during educational activities: Implications for management of nature-based recreation. *Journal of environmental management*, 92(6), 1564-1568.

Rodríguez-Prieto, I., Bennett, V. J., Zollner, P. A., Mycroft, M., List, M., & Fernández-Juricic, E. (2014). Simulating the responses of forest bird species to multi-use recreational trails. *Landscape and urban planning*, 127, 164-172.

Svensson, L. 1992. *Identification guide to the European passerines*. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm.

Ulrich, W., Almeida-Neto, M., & Gotelli, N. J. (2009). A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos*, 118(1), 3-17.

Webber, A. F., Heath, J. A., & Fischer, R. A. (2013). Human disturbance and stage-specific habitat requirements influence snowy plover site occupancy during the breeding season. *Ecology and Evolution*, 3(4), 853-863.

Whittaker, D., & Knight, R. L. (1998). Understanding wildlife responses to humans. *Wildlife Society Bulletin*, 26, 312-317.

Wolf, I. D., Hagenloh, G., & Croft, D. B. (2013). Vegetation moderates impacts of tourism usage on bird communities along roads and hiking trails. *Journal of environmental management*, 129, 224-234.

Zaradic, P. A., Pergams, O. R., & Kareiva, P. (2009). The impact of nature experience on willingness to support conservation. *PLoS One*, 4(10), e7367.

ANEXO I. Abundancia y riqueza total de la avifauna en cada localidad durante el periodo en que se llevó a cabo el estudio.

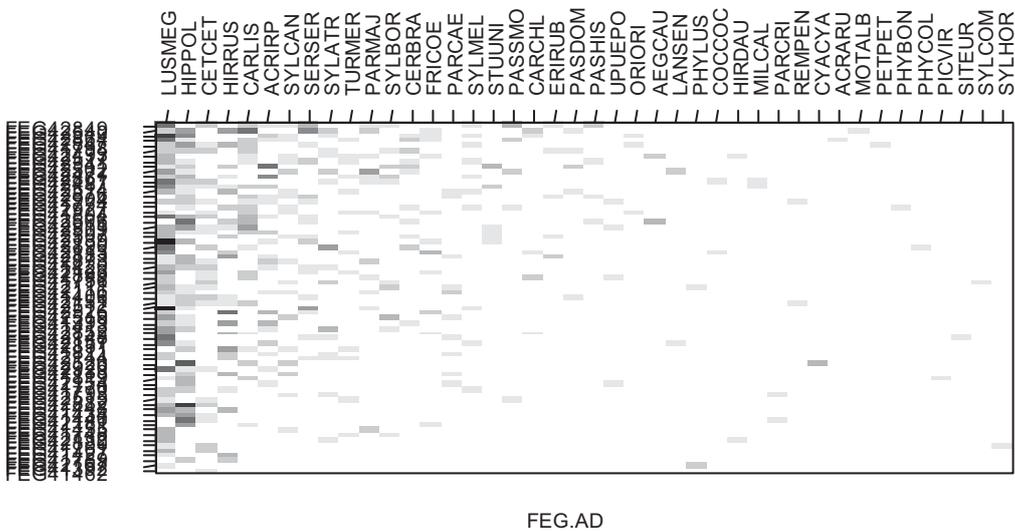
ESPECIE	Acrónimo	FEG	PW
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	ACRARU	1	–
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	ACRIRP	40	–
<i>Aegithalos caudatus</i>	AEGCAU	8	6
<i>Carduelis chloris</i>	CARCHL	9	17
<i>Carduelis carduelis</i>	CARLIS	70	16
<i>Certhia brachydactyla</i>	CERBRA	27	31
<i>Cettia cetti</i>	CETCET	44	–
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	COCCOC	2	6
<i>Columba livia</i>	COLLIV	–	2
<i>Columba palumbus</i>	COLPAL	–	2
<i>Cyanistes caeruleus</i>	PARCAE	24	11
<i>Cyanopica cyana</i>	CYACYA	6	–
<i>Dendrocopos major</i>	DENMAJ	–	4
<i>Erithacus rubecula</i>	ERIRUB	7	28
<i>Ficedula hypoleuca</i>	FICHYP	–	3
<i>Fringilla coelebs</i>	FRICOE	16	12
<i>Hippolais polyglotta</i>	HIPPOL	118	–
<i>Hirundo daurica</i>	HIRDAU	2	–
<i>Hirundo rustica</i>	HIRRUS	64	1
<i>Lanius senator</i>	LANSEN	4	–
<i>Luscinia megarhynchos</i>	LUSMEG	218	1
<i>Miliaria calandra</i>	MILCAL	2	–
<i>Motacilla alba</i>	MOTALB	1	–
<i>Oriolus oriolus</i>	ORIORI	3	–
<i>Parus ater</i>	PARATE	–	33
<i>Parus cristatus</i>	PARCRI	2	8
<i>Parus major</i>	PARMAJ	36	90
<i>Passer domesticus</i>	PASDOM	10	6
<i>Passer hispaniolensis</i>	PASHIS	5	–
<i>Passer montanus</i>	PASSMO	16	191

ESPECIE	Acrónimo	FEG	PW
<i>Petronia petronia</i>	PETPET	1	–
<i>Phoenicurus ochruros</i>	PHOOCH	2	–
<i>Phylloscopus bonelli</i>	PHYBON	1	–
<i>Phylloscopus collybita</i>	PHYCOL	1	–
<i>Phylloscopus trochilus</i>	PHYLUS	3	–
<i>Pica pica</i>	PICPIC	1	2
<i>Picus viridis</i>	PICVIR	1	1
<i>Regulus ignicapillus</i>	REGIGN	–	1
<i>Remiz pendulinus</i>	REMPEN	2	–
<i>Saxicola torquata</i>	SAXTOR	2	–
<i>Serinus serinus</i>	SERSER	70	20
<i>Sitta europaea</i>	SITEUR	1	–
<i>Sturnus unicolor</i>	STUUNI	9	20
<i>Sylvia atricapilla</i>	SYLATR	26	25
<i>Sylvia borin</i>	SYLBOR	16	1
<i>Sylvia cantillans</i>	SYLCAN	26	–
<i>Sylvia communis</i>	SYLCOM	1	1
<i>Sylvia hortensis</i>	SYLHOR	1	–
<i>Sylvia melanocephala</i>	SYLMEL	16	–
<i>Troglodytes troglodytes</i>	TROTRO	–	1
<i>Turdus merula</i>	TURMER	14	28
<i>Upupa epops</i>	UPUEPO	4	3
Riqueza TOTAL		45	30

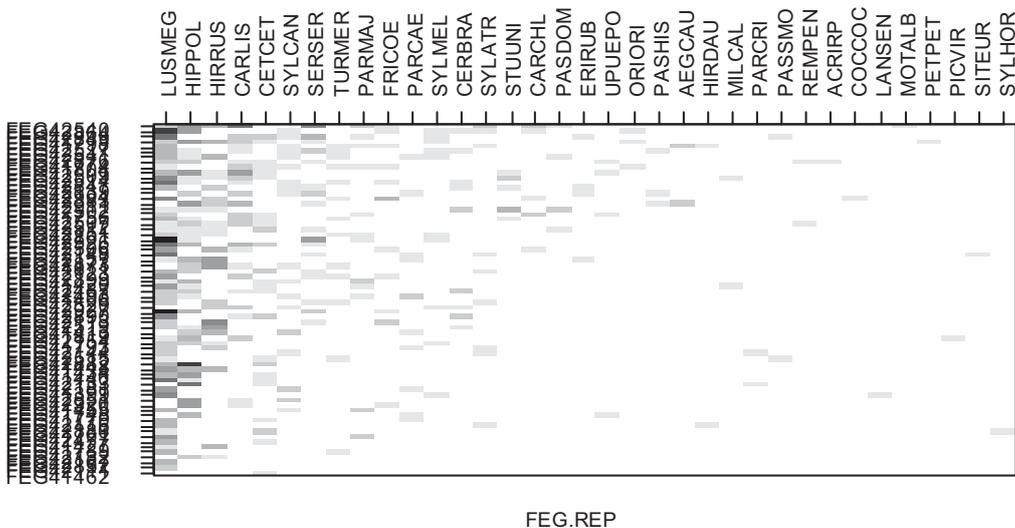
ANEXO II. Matrices de encajamiento para las distintas fracciones de la población en las dos localidades de estudio (FEG y PW).

El gradiente de color representa la abundancia de cada especie en cada jornada usando el blanco para las ausencias y el negro para el máximo. Los acrónimos de las especies se pueden consultar en el ANEXO I. Las filas representan las jornadas de anillamiento; las columnas representan las diferentes especies.

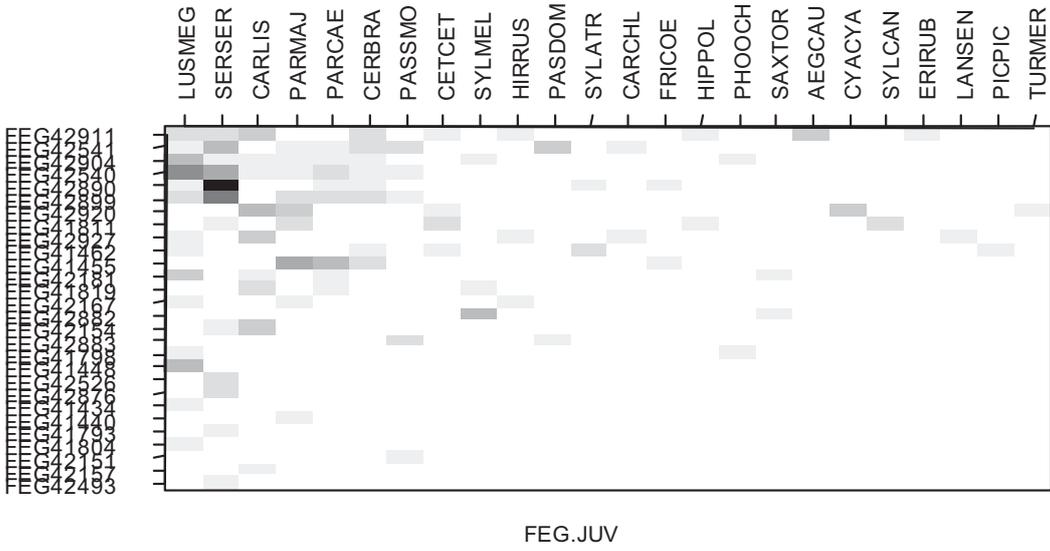
• **Finca El Garzo – Adultos:**



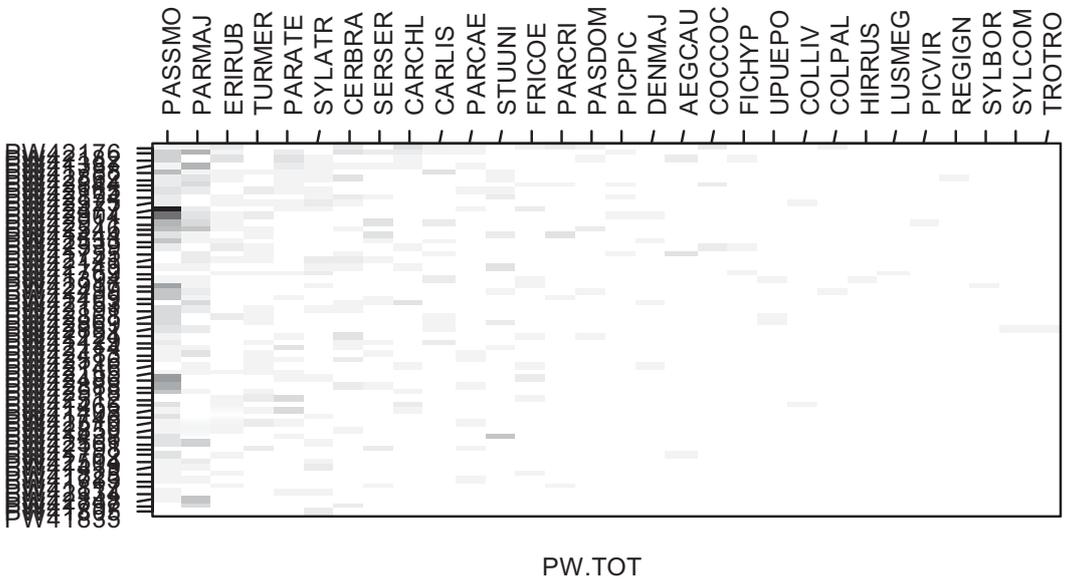
• **Finca El Garzo – Adultos Reproductores:**



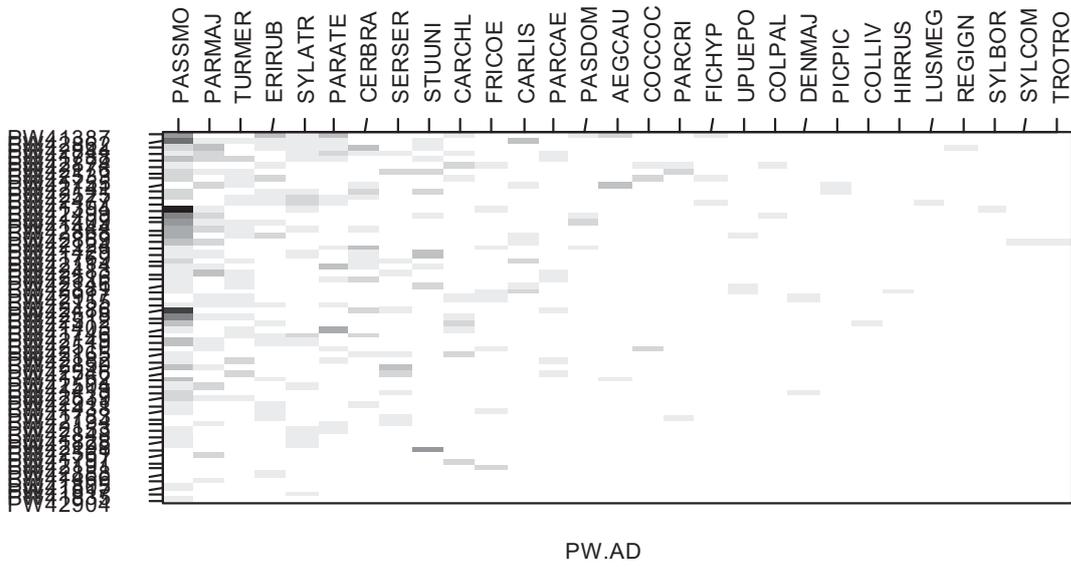
- Finca El Garzo – Juveniles:



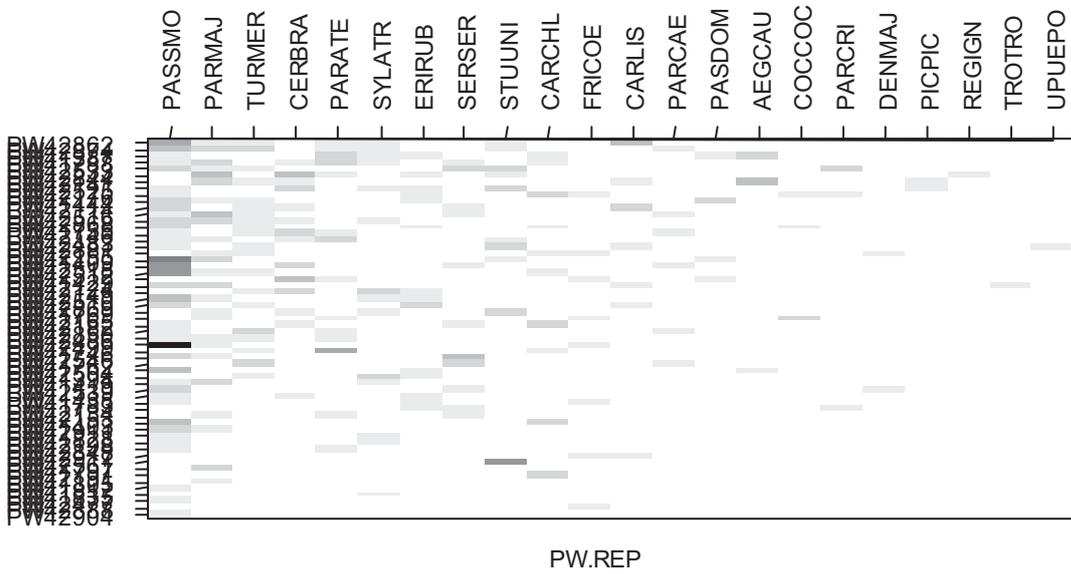
- Parque del Oeste – Total:



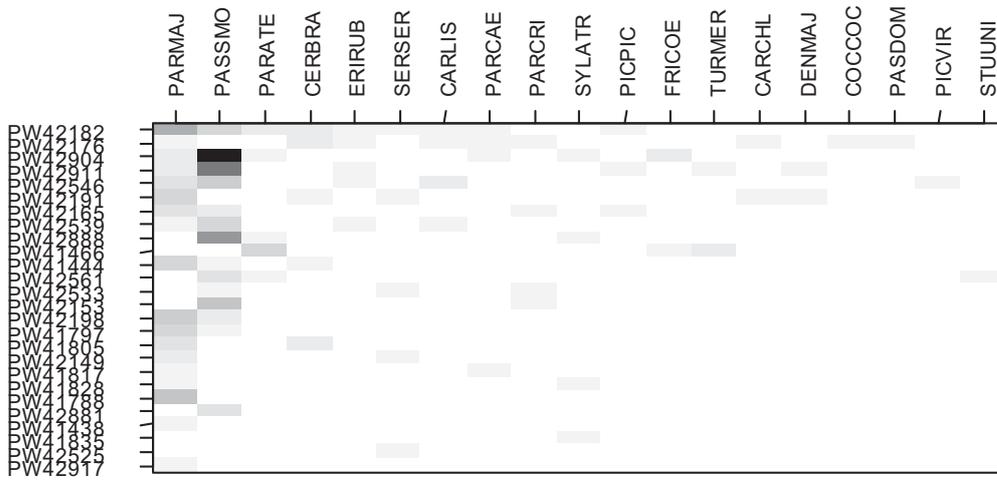
- Parque del Oeste – Adultos:



- Parque del Oeste – Adultos Reproductores:



- Parque del Oeste – Juveniles:



PW.JUV