

Pablo Espinosa Mira

TENDENCIAS TEMPORALES EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE AVES ACUÁTICAS EN EL PARQUE NATURAL DE EL HONDO Y SU RELACIÓN CON LA CALIDAD Y DISPONIBILIDAD DE AGUA

TUTOR:

FRANCISCO BOTELLA ROBLES

COTUTORA:

ESTHER SEBASTIÁN GONZÁLEZ

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA APLICADA
ÁREA DE ECOLOGÍA
GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES
CURSO 2018/2019



UNIVERSITAS
Miguel Hernández

TENDENCIAS TEMPORALES EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE AVES ACUÁTICAS EN EL PARQUE NATURAL DE EL HONDO

Resumen:

El Parque Natural de EL Hondo alberga una gran cantidad de aves, muchas de las cuales se encuentran protegidas. Entender cómo las comunidades de aves varían espacialmente y cómo pueden estar cambiando temporalmente por causa de las variaciones ambientales puede mejorar enormemente la comprensión de estos ecosistemas dinámicos. Aquí, exploramos la variación en los rasgos funcionales y la biodiversidad de una comunidad de aves acuáticas en función de un conjunto de variables ambientales. Para ello se utilizaron datos de censos de aves cedidos por el Parque Natural de El Hondo para los años comprendidos entre 1985 y 2014. Estos datos se cruzaron con las características de las especies, permitiéndonos obtener valores de diversidad funcional de la comunidad que se relacionaron con un conjunto de datos ambientales usando correlaciones, a través del entorno y lenguaje R. Los resultados de las correlaciones indican que, en el embalse de Levante, un aumento en los niveles de agua embalsada favorece una mayor abundancia de individuos, que a mayores valores de oxígeno disuelto en el agua, mayores valores en el índice de biodiversidad de Shannon, y que a mayor concentración de clorofila A, la diversidad de Shannon disminuye, mientras aumenta la equidad funcional.

Palabras Clave: Índice de Shannon, diversidad funcional, rasgos funcionales, humedales, Parque Natural El Hondo.

Abstract:

El Hondo Natural Park is home to a large number of birds, many of which are protected. Understanding how bird communities vary spatially and how they may be changing temporarily because of environmental variations can greatly improve the understanding of these dynamic ecosystems. Here, we explore the variation in functional traits and biodiversity of a waterbird community based on a set of environmental variables. Bird survey data from El Hondo Natural Park were used for the years 1985-2014. These data were crossed with the characteristics of the species, allowing us to obtain values of functional diversity of the community that were related to a set of environmental variables by means of correlations, through the environment and language R. The results of the correlations indicate that, in the Levante reservoir, an increase in the levels of dammed water favors a greater abundance of species, that the greater the value of dissolved oxygen in the water, the greater the values in the Shannon biodiversity index, and that the greater the concentration of chlorophyll A, the greater the diversity of Shannon decreases, while the functional equity increases.

Keywords: Shannon index, functional diversity, functional traits, wetlands, El Hondo Natural Park.

ÍNDICE

1. Introducción	3
1.1. Objetivos generales	5
1.2. Hipótesis	5
2. Área de estudio	6
2.1. Historia e importancia de El Hondo	7
2.2. Características hidrogeológicas	9
2.3. Características climáticas.....	10
2.4. Características biológicas	10
3. Métodos.....	12
3.1. Descripción de los censos de aves	12
3.2. Medidas de diversidad	13
3.4. Variables ambientales	16
3.5. Análisis estadísticos	17
4. Resultados	18
4.1. Descripción de las variables ambientales	18
4.2. Descripción de las variables de diversidad funcional	23
4.3. Relación entre la diversidad funcional y las variables ambientales	25
5. Discusión	27
6. Conclusiones	30
7. Bibliografía	31
8. Anexos.....	37

1. Introducción

En el estudio de las comunidades de animales y plantas se han usado tradicionalmente medidas de diversidad taxonómica tales como la abundancia, la riqueza, la diversidad y la equidad de las especies. Sin embargo, estas medidas consideran que todas las especies del ecosistema son equivalentes, teniendo todas la misma probabilidad de sobrevivir, reproducirse, relacionarse con el resto de organismos e influir por igual en los procesos ecosistémicos (Hooper et al. 2005; Mornin 2011; Chave 2004). Para tener en cuenta las diferencias en el papel de las especies dentro el ecosistema, ha tomado importancia en las últimas décadas el estudio de los ecosistemas usando un enfoque funcional (Hooper et al. 2005).

Las medidas de diversidad funcional se basan en las características funcionales de cada especie y su relación con la dinámica de los ecosistemas, por lo que son clave para entender la diversidad, la estructura de las comunidades y el funcionamiento de los ecosistemas (Chave 2004; Tilman et al. 1997; Cadotte et al. 2011; Chapin et al. 2000; Díaz y Cabido 2001; Naeem y Wright 2003). A diferencia de lo aportado por un enfoque taxonómico de la comunidad, el enfoque funcional proporciona herramientas alternativas para la conservación de la biodiversidad puesto que es clave para entender cómo podrían afectar diferentes impactos al funcionamiento de los ecosistemas, proporcionar las bases para predecir el funcionamiento de diferentes escenarios de manejo sobre un ecosistema o ayudar a la toma de decisiones a la hora de priorizar las estrategias de conservación (Martín-López et al. 2007; Chapin et al. 2000; Feld et al. 2009; Dirzo et al. 2014).

Uno de los conceptos clave en el estudio desde una perspectiva funcional de las comunidades es el de redundancia funcional, ya que tiene una importancia fundamental a la hora de determinar el impacto de la desaparición de especies en los ecosistemas (Lawton y Brown 1993; Fonseca y Ganade 2001). Por ejemplo, la pérdida de una especie redundante tendría un impacto menor en los procesos ecosistémicos proporcionados por una comunidad, pudiendo ser compensada por una especie con función similar. Del mismo modo, la adición de una especie redundante no produciría una modificación significativa dentro del ecosistema (Hopper et al. 2005; Tilman et al. 1997; Schulze y Mooney 1993). Esto pone de manifiesto que un alto número de especies puede proporcionar una mayor estabilidad de los ecosistemas ante condiciones ambientales cambiantes (Hopper et al. 2005; Scherer-Lornze 2005; Jackson et al. 2001), puesto que es mas probable que haya una alta redundancia que permitan mantener las funciones del ecosistema. Si, por el contrario, a pesar de la presencia de un gran número de especies la redundancia es baja, estas especies se pueden considerar únicas, y su pérdida o adición causaría un mayor impacto en los procesos ecosistémicos (Scherer-Lornzen 2005). En este ultimo caso podemos estar hablando de la complementariedad funcional, basada en que una

mayor variedad de rasgos funcionales en una comunidad equivale a un mayor número de nichos diferentes o con un menor solapamiento funcional entre sí. Por ende, comunidades con valores diferentes de rasgos funcionales generan una explotación más completa y eficiente de los recursos (Salgado-Negret 2016). Una comunidad con más especies complementarias será capaz de cubrir un espectro mayor de funciones ecosistémicas, aunque será menos resiliente.

Dentro de las especies con atributos únicos para el ecosistema podemos encontrar a los denominados ingenieros ecosistémicos, que son aquellas especies con la capacidad de estructurar el medio en el cual viven, modificando y manteniendo los hábitats, y controlando directa e indirectamente la disponibilidad o accesibilidad de recursos para otros organismos. De esta manera, pueden modificar la distribución y abundancia de plantas y animales, alterando la biodiversidad de las comunidades (Chamucero-Santacoloma et al. 2011; Scherer-Lornzen 2005). Los ingenieros ecosistémicos son especies clave, con un peso funcional desproporcionado dentro de su ecosistema con respecto a su abundancia, determinando la composición del resto de especies del ecosistema e incluso la propia estructura de este. Las poblaciones de estas especies tienen una función clave en la estructura de la comunidad (Mills et al. 1993; Scherer-Lornzen 2005).

En la actualidad, los ecosistemas se encuentran sometidos a una gran presión antrópica. Por ejemplo, la introducción de especies exóticas en los ecosistemas, debido a las migraciones humanas y los intercambios comerciales mayormente, ha producido el avance de gran número de especies ajenas a los ecosistemas, que compiten con las especies nativas y, en la peor situación, producen la extinción de estas últimas, disminuyendo los niveles de biodiversidad global. Otra causa de presión sobre los ecosistemas es la destrucción de estos por el avance de la población y la necesidad de espacio y recursos para sostener este crecimiento, que provoca la destrucción de espacios de gran valor ecológico con una alta biodiversidad, especialmente en las áreas tropicales. Esta situación acaba saldándose con la desaparición de 30.000 especies anuales a nivel mundial, con una tasa de extinción de 100 especies por día (Sepkoski 1997). Por otro lado, los procesos de cambio climático a causa de la quema de los combustibles fósiles como consecuencia del desarrollo humano también producen el declive de las comunidades animales y vegetales. La emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera como consecuencia de la quema de madera o de combustibles fósiles permite discernir un cambio sobre el clima global, aumentando en 0,6°C la temperatura global en el último siglo y con una expectativa de aumento de 4°C para antes de 2100 (Thuiller 2007). Esto traerá consecuencias como la subida del nivel del mar, la aparición de fenómenos climáticos extremos o la modificación de ecosistemas completos para adaptarse a nuevas condiciones climáticas, según indica el IPCC (Panel Internacional sobre Cambio Climático) compuesto por unos 2500 científicos (Molina 2007).

Ante estos procesos de cambio global derivados de las diferentes presiones antrópicas, se convierte en una necesidad fundamental conocer y evaluar el estado de nuestros ecosistemas, pero para ello no es suficiente con evaluar la situación actual. La evaluación de las tendencias poblacionales a lo largo del tiempo permite identificar qué factores han influido o han determinado la composición y la estructura de las comunidades, permitiéndonos saber si las poblaciones han aumentado o disminuido con el tiempo. Para ello, se necesita una gran cantidad de datos que abarquen largos periodos de tiempo y que contemplen una amplia variedad de factores que puedan influir directa e indirectamente sobre el ecosistema (Korhonen 2010). Estos datos pueden permitir, en algunos casos, predecir las tendencias poblacionales, si esos factores se mantuvieran constantes o cambiaran, convirtiéndose en una herramienta fundamental para el mantenimiento y la sostenibilidad de los espacios naturales. Una de las herramientas clave es el análisis temporal de la diversidad funcional, que nos indica cual es el estado funcional de las comunidades y cómo ha ido cambiando a lo largo del tiempo, si se han vuelto más redundantes o complementarias, si han aumentado en riqueza o han disminuido y permitiéndonos ver hacia dónde tiende la evolución de la comunidad (Mendez 2012).

1.1. Objetivos generales

Nuestro objetivo es analizar las tendencias temporales de los rasgos funcionales y de diversidad taxonómica de la comunidad de aves acuáticas nidificantes del Parque Natural del Hondo, la más variada e importante de este espacio, y de una serie de parámetros ambientales que tengan en cuenta los procesos tanto de cambio climático como de sobreexplotación de los recursos. Además, estudiaremos la relación entre las tendencias funcionales de la comunidad y distintas variables ambientales.

1.2. Hipótesis

- El conjunto de aves del estudio está ligado a la presencia de agua, por lo que esperamos que un mayor nivel de agua en los embalses esté relacionado con un aumento de la riqueza de especies, la abundancia de individuos y la diversidad funcional.
- Un aumento en las precipitaciones aumentará la disponibilidad de agua embalsada y favorecerá el desarrollo de la flora y la fauna, así que esperamos una relación directa entre una mayor cantidad de precipitaciones y una mayor riqueza de especies, abundancia y una mayor diversidad funcional.
- Las fases positivas del índice de Oscilación del Atlántico Norte (NAO) se asocian con precipitaciones por encima de lo normal en el sur y centro de Europa. Como consecuencia

esperamos que unos valores negativos del índice NAO estén relacionados con una reducción del volumen de las precipitaciones y como consecuencia habrá una menor riqueza de especies, abundancia y valores de diversidad funcional.

- Con temperaturas más elevadas la evapotranspiración aumenta, reduciendo el agua presente en los embalses, al igual que la temperatura del agua y con ello disminuye el nivel de oxígeno disuelto, además de aumentar la actividad microbiológica y favorecer procesos eutróficos, provocando una disminución en la riqueza de especies, la abundancia de individuos y los valores de diversidad funcional.
- Un mayor valor de oxígeno disuelto en el agua permitirá mayor riqueza de especies, abundancia de individuos y mayores valores de diversidad funcional.
- Los valores de clorofila A aportan datos sobre la cantidad de nutrientes presentes en el agua, y un valor elevado puede reflejar procesos eutróficos, por lo que esperamos que un aumento de la clorofila A disminuya la riqueza de especies, la abundancia de individuos y los valores de diversidad funcional.
- Con respecto a la conductividad del agua, unos valores elevados son indicativos de una alta concentración de sales que causarán una reducción de la variedad y el número de organismos presentes en el agua y que pueden ser susceptibles de alimentar a las aves, así que esperamos que un nivel elevado de conductividad esté relacionado con una menor riqueza de especies, abundancia de individuos y mayores valores de diversidad funcional.

2. Área de estudio

El Parque Natural de El Hondo (Figura 1) se sitúa en la comarca del Bajo Vinalopó, en la provincia de Alicante. Tiene un área de 2.387 hectáreas, repartidas entre los términos municipales de Elche, Crevillente, Catral y Dolores. Se encuentra en el centro de una gran depresión, abierta hacia el Mar Mediterráneo y enmarcado dentro de las ramificaciones de la Cordillera Bética (Parque Natural El Fondó 2016).



Figura 1. Ortofoto de el Parque natural de El Hondo de Elche. 2018. Fuente: Visor cartográfico de la Generalitat Valenciana, <http://visor.gva.es/visor/>.

El Parque natural de El Hondo, ostenta un gran número de figuras de protección. Fue declarado Paraje Natural de la Comunidad Valenciana por primera vez en 1988. Además, en consonancia con la Directiva Hábitat aprobada en 1992, está clasificado como Lugar de Interés Comunitario (LIC), como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) e incorporado al listado de espacios naturales protegidos denominado Red Natura 2000. También se encuentra dentro del conocido como "Convención de Ramsar", un tratado intergubernamental para mantener las características ecológicas de los Humedales de Importancia Internacional y planificar un uso sostenible de estos, al que fue incorporado en 1989 (Parc Natural El Fondó 2016).

Asimismo, goza de otras figuras de protección a escala regional, al estar dentro del Catálogo de Zonas Húmedas de la Comunidad Valenciana, contener cuatro figuras de Microrreservas y ser un refugio de caza, estando prohibida la caza en sus terrenos públicos. Finalmente, y desde una perspectiva local, El Hondo cuenta con protección urbanística por parte de los Planes Generales de Ordenación Urbana tanto del Ayuntamiento de Elche como del de Crevillente, catalogándolo como espacio No Urbanizable de Especial Protección (Parc Natural El Fondó 2016).

2.1. Historia e importancia de El Hondo

La existencia de El Hondo viene muy determinada por las necesidades humanas. Los sistemas de riego asociados a la Vega Baja del Segura, al sur del parque, estaban condicionados por la abundancia de agua aportada por el río Segura y su tendencia a estancarse en la Vega por el

mínimo desnivel sobre el mar. Sin embargo, el sistema del Vinalopó estaba caracterizado por la falta de agua y su salinidad, limitando la producción agraria del Campo de Elche al cinturón periférico constituido por huertos de palmeras que se regaban con el agua del pantano, mientras el resto del espacio quedaba sumido en la escasez hídrica. De esta situación nace la necesidad de aportar aguas del Segura al Campo de Elche, intentos que se remontan como mínimo el siglo XIII (Martín-Cantarino 2009).

Pero fue en el siglo XVIII gracias a las obras de desecaciones y sistematización hídrica mediante la apertura de numerosos azarbes, redes de drenaje, acuerdos para poder conseguir aguas sobrantes y la fundación de los pueblos de San Felipe Neri, Dolores y San Fulgencio, el que se considera el momento fundacional del sistema que dará vida a El Hondo (Parc Natural El Fondó 2016). Ya a comienzos del siglo XX se produjo la transformación final del antiguo humedal. Los avances tecnológicos y la energía eléctrica permitirían traer el agua sobrante de los azarbes de la Vega Baja. Gracias a estos avances, se consigue aglutinar a un grupo de propietarios locales que fundan una comunidad de regantes, que con el tiempo y el impulso de inversión extranjera, permitiría su crecimiento y la incorporación de una mayor cantidad de agua, y con ello la necesidad de crear dos embalses en la zona de mayor depresión de los saladares, para poder almacenarla (Martín-Cantarino 2009). Estos dos embalses son los denominados embalse de Levante con 450 ha de extensión, y una capacidad de 5 millones de m³ y el de Poniente, con 650 ha de superficie, con una capacidad de almacenaje de hasta 11 millones de m³ de agua, siendo este el origen de el Parque Natural actual (Blázquez Morilla 2003).

En la actualidad podemos identificar tres sistemas hídricos dentro de El Hondo. Por un lado, tenemos los embalses propiedad de la Comunidad de Riegos de Levante Margen Izquierda del Segura, los conocidos como pantano de Poniente y Levante, que obtiene su agua de la elevación de las aguas desde la desembocadura del río Segura y seis azarbes de drenaje de la Vega Baja. Después nos encontramos con las charcas privadas perimetrales, que fueron inundadas con agua procedente del subsuelo y de escorrentías, creando un sistema independiente, y para finalizar tenemos el azarbe del Convenio, en San Felipe Neri que abastece al humedal de La Raja, uno de los más extensos del parque. A estos tres sistemas hídricos se incorporaron desde 2011 nuevos sistemas de abastecimiento de agua que proporcionan unas aguas de mayor calidad procedentes de las Estaciones de Aguas Residuales (EDARs) de Rincón de León (Alicante), Arenales del Sol (Elche), Santa Pola, Daya Nueva-Daya Vieja-San Fulgencio, Catral-Dolores y la de Albaterra-San Isidro. Que garantizan un aporte de agua durante el invierno, destinándola a uso ambiental, y que en verano va destinada al regadío (Barciela López y López Ortiz 2012).

No obstante, esta descentralización del control y la gestión del agua y el territorio, presenta ciertas dificultades a la hora de la gestión. Puesto que la Generalitat Valenciana, no es la propietaria de los terrenos, necesita establecer convenios con los regantes, aportando gran cantidad de dinero, y tampoco tiene poder sobre la calidad, cantidad y gestión hídrica. Por otro lado, la Comunidad de Riegos de Levante, no tiene ninguna capacidad de acción ante la falta de un caudal ecológico que llegue a la desembocadura del Segura, ni de la calidad de esa agua que suele contener gran cantidad de sales o estar altamente eutrofizada, algo que está únicamente en manos de la Confederación Hidrográfica, cuenca que contiene uno de los ríos más contaminados de Europa. Por lo que tenemos a tres actores implicados, el estado central encargado de las competencias hídricas, la autonomía, responsable del espacio natural y los aportes de las EDARs, y el sector privado que gestiona las aguas de riego y son los dueños del terreno (Barciela López y López Ortiz 2012).

2.2. Características hidrogeológicas

El Hondo se encuentra a unos 10 km hacia el interior de la línea de costa, y geológicamente hablando, se trata de una laguna interior parcialmente cerrada por sucesivos conos de acumulación ocasionados por varias fases de difluencia de la desembocadura del río Vinalopó (Sanjaume 1985).

La paleo-historia de la región se remonta hasta el cuaternario-holoceno con la existencia del gran golfo conocido como Sinus Ilicitanus (Martín-Cantarino 2009). La actual Albufera de Elche se desarrolla a partir de un sistema de restinga-albufera (Roselló 1982). Es decir, un cordón litoral que separa el mar abierto de una laguna cuya agua puede ser salina, salobre o dulce. Estas formaciones se dan en costas con flujos mareales de poca intensidad, con poca inclinación y una continuada deposición de sedimentos procedentes principalmente del aporte fluvial y de fenómenos torrenciales que discurren a través de sus numerosas ramblas y barrancos (Shepard 1963; Zenkovich 1967; Davis 1983; Dabrio 1992) y, en menor medida, a la existencia de una tectónica activa subsidente (Nichols y Allen 1981).

En estas formaciones podemos encontrar dos grupos geomorfológicos: la restinga, el cordón litoral arenoso, y la laguna litoral o albufera, que es la masa de agua que se sitúa tras este cordón arenoso. En la actualidad se pueden contemplar dos espacios bien definidos que proceden de este proceso geomorfológico, las Salinas de Santa Pola y El Hondo, que antes se encontraban conectados, pero debido a la continua deposición de sedimentos, en la actualidad han quedado separados (Blázquez Morilla 2003).

En este espacio se pueden diferenciar dos áreas bien definidas, por un lado, tenemos los almarjales, que son terrenos inundados de forma permanente, las consideradas auténticas lagunas, donde predominan las formaciones Phragmiteteas, en el que la caza, la pesca y los pastos de verano son el uso predominante, cubriendo las áreas mayor profundidad. Por otro lado, tenemos los saladares, que son terrenos más elevados, no inundados, pero con un nivel freático elevado, pudiendo llegar a encharcarse cuando hay precipitaciones abundantes, ayudándose de afloramientos ocasionales de agua por la presencia de un acuífero cuaternario cercano, y cuyo uso principal es el agrícola y, en tiempos remotos, el de la extracción de sosa, estando dominado por una vegetación que desde un punto de vista fitosociológico se puede clasificar como Frankenio-Suadetum verae, donde predomina la especie Suaeda vera (Martín-Cantarino 2009).

2.3. Características climáticas

El clima presente en El Hondo está clasificado según Köppen como, clima mediterráneo seco (Bsk) (Strahler y Strahler 1994), y como árido, mesotérmico, con poco o nada de superávit en invierno, según el índice de Thornthwaite. Con 99,8 mm de evapotranspiración potencial anual, 23,8 mm de evapotranspiración real, 0 mm en el índice de humedad, 76 mm para índice de aridez y -45,6 mm para el índice global hace que El Hondo presente un balance hídrico deficitario que se sitúa en 650 mm/año (Pérez Cueva 1994).

En El Hondo la temperatura media anual ronda los 20°C, con unas máximas en el mes de Julio con aproximadamente 29°C, seguido de agosto, con 28,5°C, mientras que el mes de enero presenta la temperatura media más fría, de alrededor de 10°C. Como podemos observar hay una baja amplitud térmica por la proximidad del mar, que causa unas temperaturas altas en verano y amortigua las temperaturas bajas en invierno (Blázquez Morilla 2003).

Las lluvias son escasas e irregulares a lo largo del año. Con una media anual de 290 mm, con unas máximas en otoño, alrededor del mes de octubre, seguidas por un segundo pico en la primavera, entre los meses de abril y mayo, siendo prácticamente despreciables entre los meses de verano, julio y agosto. Esto aboca a un déficit hídrico a El Hondo durante los meses comprendidos entre marzo-noviembre. Estas bajas precipitaciones y las altas temperaturas permiten explicar las altas tasas de aridez (Blázquez Morilla 2003).

2.4. Características biológicas

Los diferentes tipos de ambientes acuáticos del El Hondo le proporcionan su elevado interés botánico. Por un lado, tenemos una flora acuática formada por unos 20 taxones, algunos de los

cuales están incluidas en diversos catálogos y listas rojas de plantas amenazadas (Cirujano 2009). Entre esta vegetación acuática podemos distinguir la flotante, como las lentejas de agua (clase Lemnetaea) y la enraizada (clases Ruppiaetea y Potamotea). La escasa profundidad del agua propicia la llegada de la luz solar a los fondos, aumentando la riqueza del ecosistema (Sanchis Moll 1989). Por otro lado, se encuentra la vegetación de borde, donde destacan los carrizales (Phragmites), enneas (Typha) y juncuales (Scirpus). Esta flora es típica de los ambientes palustres y ofrece refugio a gran cantidad de aves. En los terrenos que no se encuentran encharcados, se encuentra la vegetación de saladar, rica en especies endémicas como son el garbancillo (*Halocnemum strobilaceum*) o diferentes variedades del género *Limonium*, por citar algunas (Parc Natural El Fondó 2016).

Con respecto al catálogo de fauna, también amplio, podemos encontrar invertebrados como la pulga de agua (*Daphnia*) y la gambeta (*Palaeomonetes zariquieyi*). Y una fauna ictícola, que aunque mermada por la contaminación, contiene anguilas (*Anguilla anguilla*), mújoles (*Mugil cephalus*), chirretes (*Atherina boyeri*) y otras especies relevantes, gracias a la conexión con la desembocadura del río Segura (Sanchis Moll 1989). También encontramos el fartet (*Aphanius iberus*), endémico de los humedales del sureste peninsular y en peligro de extinción, y que debe enfrentarse con el problema de la presencia de especies exóticas como son la carpa (*Cyprinus carpio*) y la gambusia (*Gambusia holbrooki*), esta última considerada una de las 10 peores especies invasoras presentes en la península ibérica (Torralva Forero y Oliva-Paterna 2009).

Dentro de los anfibios encontramos a la rana común (*Pelophylax perezi*) y el sapo (*Bufo bufo*), mayoritariamente. Entre los reptiles encontramos la lagartija colilarga (*Psammmodromus algerus*), lagartija ibérica (*Podarcis hispanicus*), el lagarto ocelado (*Timon lepidus*), la salamandrea común (*Tarentola mauritanica*), la salamandrea rosada (*Hemidactylus turcicus*), la culebra de escalera (*Elaphe scalaris*), la culebra de cogulla (*Macroprotodon cucullatus*), la culebra bastarda (*Malpolon monspesulanus*), la culebra de agua (*Natrix maura*) y la culebra de collar (*Natrix natrix*). Para el caso de los mamíferos podemos encontrar como especies más representativas, al murciélago (*Pipistrellus pipistrellus*), la musaraña (*Crocidura russula*), el zorro (*Vulpes vulpes*), el ratón (*Apodemus sylvaticus*), el conejo (*Oryctolagus cuniculus*), la liebre (*Lepus europaeus*), etc (Sanchis Moll 1989).

Pero es sin ningún lugar a dudas las aves quienes tienen un lugar destacado en este espacio natural, integrando el grupo faunístico más numeroso, tanto en número de individuos como de especies, sobre todo en invierno donde llegan a alcanzar los 30.000 ejemplares (Martín-Cantarino 2009). Entre las nidificantes destacan la garceta común (*Egretta garzetta*), garcilla bueyera (*Bubulcus ibis*), martinete (*Nycticorax nycticorax*), garza imperial (*Ardea purpurea*), garcilla cangrejera (*Ardeola ralloides*), zampullín chico (*Tachybaptus ruficollis*) y zampullín

cuellinegro (*Podiceps nigricollis*). Entre los passeriformes son relevantes la presencia del bigotudo (*Panurus biarmicus*), el pájaro moscón (*Remiz pendulinus*) o el carricerín real (*Acrocephalus melanopogon*). También ocupan un lugar destacado rapaces como el aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*), el águila pescadora (*Pandion haliaetus*) o el águila moteada (*Clanga clanga*). Y entre las anátidas tenemos el pato colorado (*Netta rufina*), el porrón común (*Aythya ferina*), el tarro blanco (*Tadorna tadorna*), cuchara común (*Anas clypeata*) (Sanchis Moll 1989). Por último El Hondo es el principal punto de cría en Europa de la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*) y uno de los principales núcleos de población a nivel mundial para la malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*), especies catalogadas como vulnerable y en peligro, respectivamente según la web de la Lista Roja de la IUCN el (15/04/2019) (<https://www.iucnredlist.org>).

Como hemos visto, son las aves quienes otorgan la mayor relevancia a El Hondo como humedal de importancia internacional, puesto que los humedales mediterráneos son áreas palustres de elevada productividad biológica localizadas en zonas de entornos muy áridos, siendo pequeños oasis claves para la reproducción de una gran cantidad de aves dependientes de ambientes húmedos, que, de otro modo, no estarían presentes. Esto, junto a las características climáticas existentes, permiten que estos humedales sean importantes refugios ante el invierno, para las aves de latitudes norteñas o de interior con climas más severos. Por último, su cercanía al litoral les proporciona una situación estratégica como áreas de tránsito de aves de paso entre Europa y el Magreb. Esto hace de El Hondo y de todos los humedales de la costa mediterránea espacios trascendentales para la conservación, tanto en España como en el resto del paleártico occidental (Paracullos 2009).

3. Métodos

Para la realización de este estudio se han utilizado censos de aves acuáticas en el PN de El Hondo de Elche. Estos censos provienen de datos oficiales recopilados por la autoridad ambiental de la Comunidad Valenciana, que contemplan el periodo de cría. Los datos abarcan una cronología de 33 años (1985-2018). La metodología de censo se mantuvo relativamente constante durante todo el período de estudio.

3.1. Descripción de los censos de aves

El censo de parejas reproductoras no tiene una coordinación internacional, contabilizándose por parte del propio personal de El Hondo. Es ese personal quien determina el número de visitas y las fechas en función de su experiencia y conocimientos. Los conteos se realizaron utilizando metodologías específicas y fijas para cada especie, con un periodo de actividad censal que se

extiende entre el final de febrero hasta principios de septiembre. El tamaño de la población reproductora (número total de parejas reproductoras) se ha obtenido mediante dos métodos principalmente, por un lado, para las especies coloniales se contaron visitando las colonias de cría y contando los nidos individuales en el pico de su período de reproducción. Mientras que para las especies no coloniales se realizaron inspeccionando las masas de agua mediante lanchas a motor, contando los nidos, las aves que mostraban un comportamiento reproductivo o los adultos en compañía de los pollos. Para las especies de difícil detección en aguas poco profundas, los nidos se buscaron mediante barcos propulsados manualmente (Martínez-Abraín et al. 2016).

Las probabilidades de detección de las especies pueden considerarse constantes año tras año, ya que tanto la metodología como la composición del equipo humano han permanecido aproximadamente constantes durante el período de estudio y, por lo tanto, los resultados derivados son comparables entre años, a pesar de los sesgos que la detectabilidad diferencial entre especies podría introducir (Pagel et al. 2014). Finalmente, el criterio a la hora de seleccionar las especies a contabilizar ha sido el de la inclusión de todos los grupos incluidos en la definición de ave acuática empleada por el Convenio de Ramsar: aves que son ecológicamente dependientes de los humedales. Para conocer más sobre la metodología de censos, se puede consultar en el documento 'Las aves acuáticas de la Comunitat Valenciana, censos y evolución de las poblaciones' (Bartolomé et al. 2006).

3.2. Medidas de diversidad

Los rasgos funcionales, son las características biológicas de los organismos que influyen sobre los procesos ecosistémicos, en la estabilidad de las comunidades y en las relaciones biológicas entre individuos de la misma especie e inter-especie. La caracterización de estos rasgos y su análisis permite conocer cuál es la diversidad funcional de una comunidad (Hooper et al. 2005; Villéger et al. 2010).

En la práctica, la diversidad funcional se puede separar en varios componentes con sus respectivos índices (FRic, FEve y FDis), estos índices son independientes entre sí, e independientes del número de especies, y de la diversidad taxonómica (Córdova-Tapia y Zambrano 2015). Las diferentes medidas de diversidad funcional se calculan usando lo que se denomina nicho funcional, que representa un hipervolumen de n-dimensiones en un espacio funcional, donde los ejes representan funciones asociadas a los distintos rasgos funcionales (Rosenfeld 2002). A continuación, se describen las características de estos componentes:

- La riqueza funcional (FRic): “Es la cantidad del espacio funcional ocupado por las especies de una comunidad independientemente de sus abundancias. Una baja riqueza funcional indica que algunos de los recursos potencialmente disponibles no están siendo explotados y podría tener como consecuencia una reducción en la productividad de un ecosistema” (Córdova-Tapia y Zambrano 2015).
- La equidad funcional (FEve): “Es la homogeneidad en la distribución de las abundancias de las especies de una comunidad en un espacio funcional. Una baja equitatividad implicaría que algunas partes del nicho funcional están siendo ocupadas, pero subutilizadas. Esto podría reducir la productividad e incrementar la oportunidad de que posibles invasores se establezcan” (Córdova-Tapia y Zambrano 2015).
- La dispersión funcional (FDis): “Es la distancia promedio de cada especie al centroide de la comunidad en el espacio de los rasgos, teniendo en cuenta la abundancia para el cálculo del centroide” (Casanoves et al. 2011).

Medir estos tres índices de manera individual permite desglosar una mayor cantidad de información sobre los mecanismos que relacionan la diversidad y el funcionamiento de los ecosistemas (Villéger et al. 2008; Mouchet et al. 2010), y cómo los patrones que componen las comunidades cambian o son afectados por las variaciones ambientales (Cadotte et al. 2011). También puede servir para explicar por qué un hipotético crecimiento en el número de especies reduce la variabilidad de los procesos ecosistémicos frente a variaciones ambientales (Hooper et al. 2005; Lorea et al. 2001).

Junto las variables de diversidad funcional se han calculado tres variables clásicas de aproximación a la biodiversidad, estas son, (1) la abundancia de individuos, que es la suma para cada año de el total de individuos censados de todas las especies, (2) la riqueza de especies, que se calcula contabilizando para cada año la presencia-ausencia de cada especie y por último (3) el índice de Shannon (H') que mide la biodiversidad específica.

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \text{Log}_2 \frac{n_i}{N}$$

Donde:

- S riqueza de especies
- ni número de individuos de la especie i
- N número de todos los individuos de todas las especies

TENDENCIAS TEMPORALES EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE AVES ACUÁTICAS EN EL PARQUE NATURAL DE EL HONDO

El nicho funcional de cada especie se midió usando 17 características de las especies (Tabla 1) que nos permiten relacionar tanto el uso de recursos como las interacciones con el ecosistema. Estos datos están compuestos en primer lugar por la masa corporal de los individuos (en g). De esos 17 parámetros 7 tienen que ver con el porcentaje de composición de diferentes ítems en la dieta de las aves. Esta podía estar compuesta por invertebrados, pescado, vertebrados, carroñas, frutas, semillas y material vegetal. La información del tipo de alimento que consumen, nos permitirá inferir relaciones como el control de la población, la dispersión de propágulos, el ciclo de los nutrientes y la ingeniería ecosistémica. Los siguientes 5 parámetros identifican el tipo de estrato utilizado para la obtención del alimento, estos estratos abarcan, la alimentación en superficie, por debajo de la superficie, en tierra y en el sotobosque. Las especies que obtienen los recursos alimentarios de diferentes fuentes y diferentes estratos indican una alta plasticidad y, como consecuencia, una menor dependencia de un alimento o estrato en particular. (Almeida et al. 2019). Y finalmente los últimos 2 parámetros hacen referencia, por un lado al estado de conservación de la especie según su clasificación por la IUCN, numerando de 0 a 5 según su nivel de vulnerabilidad, siendo 0 clasificado como preocupación menor y 5 como extinto en estado salvaje, estos datos se obtuvieron de la web de la Lista Roja de la IUCN el (15/04/2019) (<https://www.iucnredlist.org>). Y, por último, el estado de la especie como cinegética, clasificándose con 0 si la especie no es de interés cinegético y con 1 si lo es, según marca la ORDEN 20/2018, de 14 de junio, de la consejería de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, por la que se fijan, para la temporada 2018-2019.

Tabla 1. Conjunto de características usadas para medir el nicho funcional, compuesta por el tipo de dieta de las aves, tipo de estrato utilizado para obtener el alimento, si la especie está contemplada como cinegética y el estado de conservación de la especie según la IUCN. Adaptado de Almeida et al. 2019.

Código	Definición
Masa Corporal	Masa corporal en gramos
Invertebrados	Porcentaje de dieta compuesta de invertebrados
Peces	Porcentaje de dieta compuesta de peces
Vertebrados	Porcentaje de dieta compuesta de vertebrados
Carroñas	Porcentaje de dieta compuesta de carroñas
Frutos	Porcentaje de dieta compuesta de frutos
Semillas	Porcentaje de dieta compuesta de semillas
Materia vegetal	Porcentaje de dieta compuesta de materia vegetal
Plasticidad de la dieta	Número de elementos presentes en la dieta
Por debajo de la superficie	Porcentaje de uso del estrato alimentario por debajo del agua
Sobre la superficie	Porcentaje de uso del estrato alimentario sobre la superficie del agua
Suelo	Porcentaje de uso del estrato alimentario en el suelo
Arbustos	Porcentaje de uso del estrato alimentario arbustivo
Árboles	Porcentaje de uso del estrato alimentario arbórea
Plasticidad de los estratos	Número de estratos utilizados para la alimentación
Cinegética	Contemplada como especie cinegética
IUCN	Estado de conservación

Para evaluar los cambios en la diversidad en función del tiempo, se calcularon medidas de diversidad para cada año, tanto para los conteos de invernada como para los de reproducción. Calculamos, además, las medidas de aproximación clásica para entender los cambios en la diversidad; la riqueza de especies, la abundancia de individuos, y el índice de diversidad de Shannon-Wiener para representar la diversidad taxonómica; y la riqueza funcional (FRic), la equidad funcional (FEve), y la dispersión funcional (FDis), para las medidas de diversidad funcional. El uso de diferentes facetas de la diversidad funcional proporciona una perspectiva complementaria, describiendo juntas la distribución de las especies y sus respectivas abundancias dentro del espacio o nicho funcional (Almeida et al. 2019).

A continuación, se calculó el espacio funcional usando un Análisis de Coordenadas Principales PCoA (Gower, 1966) a partir de los rasgos de todas las especies. Como utilizamos rasgos categóricos y continuos para caracterizar las especies, calculamos las distancias funcionales entre pares de especies usando la distancia de Gower (Gower, 1966). Luego, hicimos un PCoA en la matriz de distancia funcional y utilizamos los primeros seis ejes del PCoA para representar nuevos valores de rasgos. A partir de los valores de los rasgos y los datos de abundancia de individuos, estimamos los índices de diversidad funcional. Hemos calculado los índices de diversidad funcional y el índice de diversidad de Shannon-Wiener con la función dbFD del paquete FD (Laliberté & Legendre 2010) del programa R. (Laliberté et al. 2014).

3.4. Variables ambientales

Para calcular las variables ambientales climáticas se ha usado una serie histórica del clima registrada por la Organización de Aviación Civil Internacional (OACI), en el aeropuerto de El Altet Alicante-Elche para un periodo de 29 años (1985-2014), situado a unos 20 Km de El Hondo y que comprende tanto las precipitaciones totales anuales, como la temperatura media anual. Descargado de la web Tu Tiempo el (01/04/2018) <https://www.tutiempo.net/clima/ws-83600.html>). De esta serie se han extraído tanto la precipitación total anual, como la temperatura media anual.

Seguidamente, tenemos un conjunto de datos cedidos por el Parque Natural de El Hondo, donde podemos encontrar el agua presente en El Hondo, teniendo por un lado los datos de hectómetros servidos por parte de la Confederación Hidrográfica del Segura al parque natural de El Hondo durante los años 1985 a 2004, y por otro, el nivel de agua presente en los embalses de Levante y Poniente en metros, para los años comprendidos entre 1998 y 2014.

Junto a los datos anteriores también encontramos el índice de Oscilación del Atlántico Norte (NAO) que recopila la NOAA desde 1985 hasta 2014, esta variable se basa en la diferencia de

presión sobre la superficie del nivel del mar entre el mar subtropical (Azores) y el mar subpolar. Las fases positivas del NAO tienden a estar asociadas con temperaturas por debajo de lo normal en el sur de Europa. También se asocian con precipitaciones por encima de lo normal en el sur y centro de Europa. Los patrones opuestos de anomalías de temperatura y precipitación se asocian a las fases negativas del NAO. Información extraída de: (<https://www.ncdc.noaa.gov/teleconnections/nao/>).

Dentro de los parámetros físico-químicos, facilitados también por el equipo técnico de el Parque Natural de El Hondo, nos encontramos con los niveles medios de oxígeno disuelto en miligramos litro de oxígeno, para los embalses de Levante y Poniente. Siendo el último parámetro físico-químico que se ha decidido incluir el de la conductividad media, medida en microsiemens centímetro para los mismos embalses. Y por último se ha incluido un parámetro biológico dentro de las variables ambientales, la concentración media de clorofila A en microgramos litro. Todos estos parámetros abarcan un periodo de 18 años, entre 1996 hasta el año 2014.

3.5. Análisis estadísticos

Para el análisis estadístico de los datos, se ha utilizado el lenguaje y el entorno de programación R (<https://www.r-project.org>, versión R-3.5.2). En primer lugar, se evaluaron las tendencias temporales en las variables ambientales y biológicas mediante regresiones lineales entre las variables y el año. A estas regresiones se les asoció un valor de R^2 para reflejar el ajuste del modelo, y se determinó la significancia de la regresión calculando el p-valor para cada una de las variables. A continuación, mediante el test de Shapiro clasificamos las variables como paramétricas (P-valor > 0,05) o no paramétricas (P-valor < 0,05). Seguidamente, utilizando el paquete Hmisc (Harrell 2019) correlacionamos la riqueza, la abundancia, el índice de Shannon y los índices de diversidad funcional con las variables ambientales. El programa, devolverá un conjunto de resultados agrupados en cuatro tablas, por un lado, tenemos las correlaciones de Pearson o paramétricas, junto a su tabla con los valores de p-valor y por otro, las correlaciones de Spearman o no paramétricas y su tabla correspondiente con los valores de p-valor. Para seleccionar los p-valores de interés de cada una de las tablas se han utilizado los valores del test de Shapiro. En el caso de que ambas variables sean paramétricas se escogerá el valor de el p-valor paramétrico para completar la tabla de resultado, mientras que, si alguna de las dos variables o ambas son no paramétricas, se seleccionara el p-valor no paramétrica o de Spearman para completar nuestra tabla de resultados. Para completar la tabla de datos de correlaciones se ha seguido el mismo criterio.

Consideramos que existe una relación significativa entre las variables de biodiversidad y las ambientales cuando el p-valor de la correlación es inferior a 0,05. Seguidamente determinamos

el grado de correlación entre variables, cuanto más próxima a 1 más fuerte será la correlación, y si esta correlación es negativa, esto nos indica que la relación entre las variables es inversa, es decir a mayor valor de una variable, menor valor de su variable correlacionada.

4. Resultados

4.1. Descripción de las variables ambientales

Las variables ambientales seleccionadas (Tabla 2) se pueden agrupar en cuatro grupos diferentes; variables climáticas compuestas por la precipitación total anual, la temperatura media anual y el índice NOA (Figura 2), variables hidrológicas, donde encontramos los hectómetros anuales servidos a El Hondo y los niveles de agua de los embalses de Levante y Poniente (Figura 3), y por último variables físico-químicas y biológicas, que comprenden el oxígeno disuelto, la conductividad y la concentración de clorofila A para los embalses Poniente y Levante (Figura 4).

Dentro de las variables climáticas (Tabla 2) podemos observar un fuerte contraste entre los valores máximos y mínimos tanto de las precipitaciones como del Índice NAO. Esta diferencia entre máximos y mínimos también es muy elevada en otros parámetros como en los hidráulicos donde los hectómetros servidos a El Hondo y el del nivel del agua en el embalse de Poniente son los más llamativos, asimismo tanto el oxígeno disuelto, la conductividad y la concentración de clorofila A en el embalse de Poniente tiene una amplia diferencia entre sus máximos y sus mínimos. El Hondo es un espacio donde priman los contrastes, los cuales se vuelven especialmente evidentes en el embalse de Poniente.

TENDENCIAS TEMPORALES EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE AVES
ACUÁTICAS EN EL PARQUE NATURAL DE EL HONDO

Tabla 2. Media aritmética, valores máximos (Max.), mínimos (Min.), mediana, desviación estándar y número de datos (N), para cada uno del conjunto de datos ambientales, nivel medio del agua en los embalses de Poniente y Levante, hectómetros servidos, oxígeno disuelto en Poniente y Levante, conductividad de Poniente y Levante, clorofila A en Poniente y Levante, índice NAO, temperatura media y precipitaciones medias anuales.

Variable	Media	Máx.	Mín.	Mediana	Desviación Estándar	N
Nivel Medio Agua Levante (m)	3,36	3,87	2,82	3,45	0,38	17
Nivel Medio Agua Poniente (m)	2,83	3,87	0,00	3,22	1,18	16
Hectómetros Servidos (hm)	14,24	28,90	2,30	15,75	9,89	20
Media Oxígeno Disuelto Poniente (mg/l)	7,08	19,01	1,22	5,21	4,92	11
Media Conductividad Poniente (μ S/cm)	11233,32	20797,50	1104,00	10671,00	4692,40	17
Media Clorofila A Poniente (μ g/l)	91,08	213,01	7,22	71,70	58,46	17
Media Oxígeno Disuelto Levante (mg/l)	4,40	7,84	1,94	4,57	1,80	10
Media Conductividad Levante (μ S/cm)	8282,28	12885,55	3300,00	7943,97	2818,34	16
Media Clorofila A Levante (μ g/l)	103,52	188,89	34,83	107,96	49,23	16
NAO	0,80	5,10	-4,60	0,60	2,24	30
Temperatura Media ($^{\circ}$ C)	18,41	19,30	17,70	18,40	0,36	28
Precipitaciones Medias (mm)	264,40	479,06	114,04	245,59	91,57	27

TENDENCIAS TEMPORALES EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE AVES ACUÁTICAS EN EL PARQUE NATURAL DE EL HONDO

A lo largo de los años de estudio encontramos que tanto la precipitación total anual como el índice de NAO disminuyen, mientras que la temperatura media muestra una tendencia positiva (Figura 2), aunque sólo la disminución de la precipitación es estadísticamente significativa (Anexo 1).

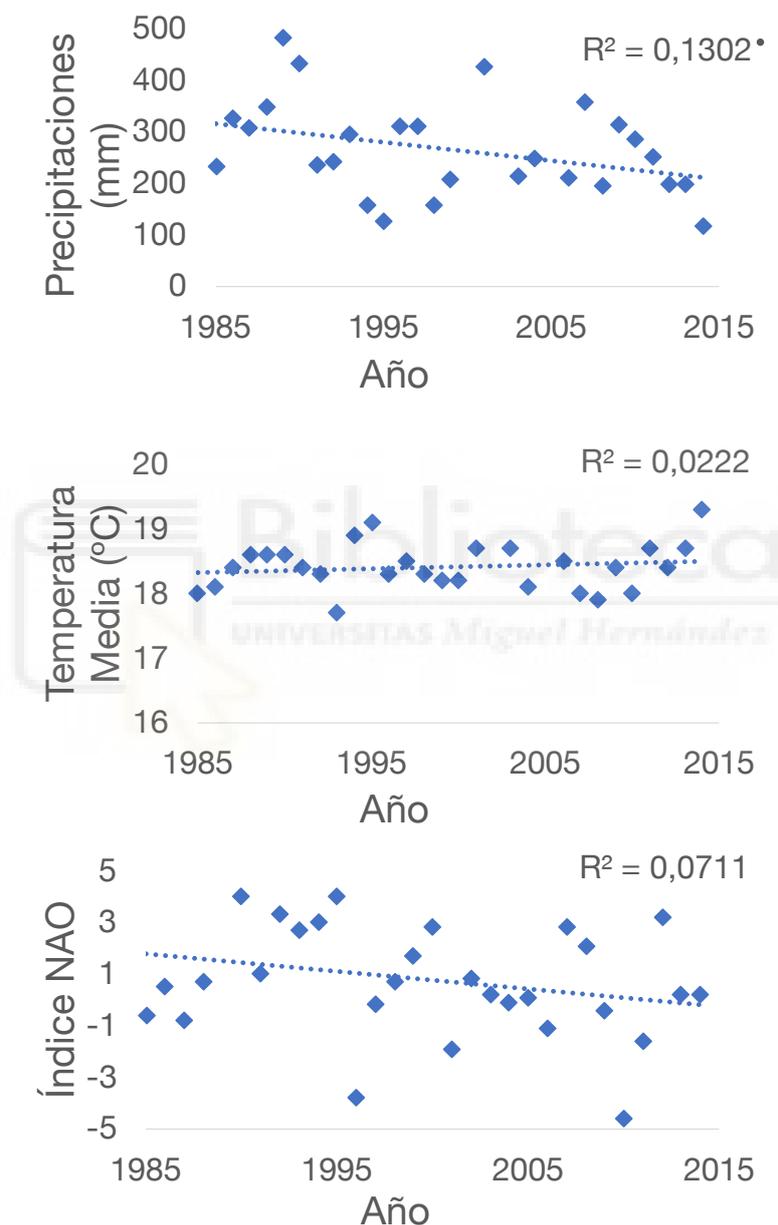


Figura 2. Representaciones gráficas de la precipitación total anual en milímetros, de la temperatura media anual en grados Celsius y de las variaciones medias anuales del índice de Oscilación del Atlántico Norte (NAO) para el periodo comprendido entre 1985 a 2014. Se incluye una recta de regresión lineal, el valor del R² de la regresión y la significación de este según los valores de p-valor: *** p < 0.001, ** p < 0.01, * p < 0.05, · p < 0,1 marginalmente significativo.

TENDENCIAS TEMPORALES EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE AVES ACUÁTICAS EN EL PARQUE NATURAL DE EL HONDO

Para poder relacionar la importancia de la presencia del agua en El Hondo, se ha optado por utilizar dos grupos de datos. Por un lado, los datos de hectómetros servidos por parte de la Confederación Hidrográfica del Segura al parque natural de El Hondo (Figura 3) y que ponen de manifiesto una disminución del volumen de agua servido. Y, por otro lado, nos encontramos con el nivel de agua presente en los embalses de Levante y Poniente en metros (Figura 3), mostrando que ha habido una continua reducción de los niveles de agua presentes, especialmente en el embalse de Poniente. No obstante, ninguna de estas regresiones son significativas.

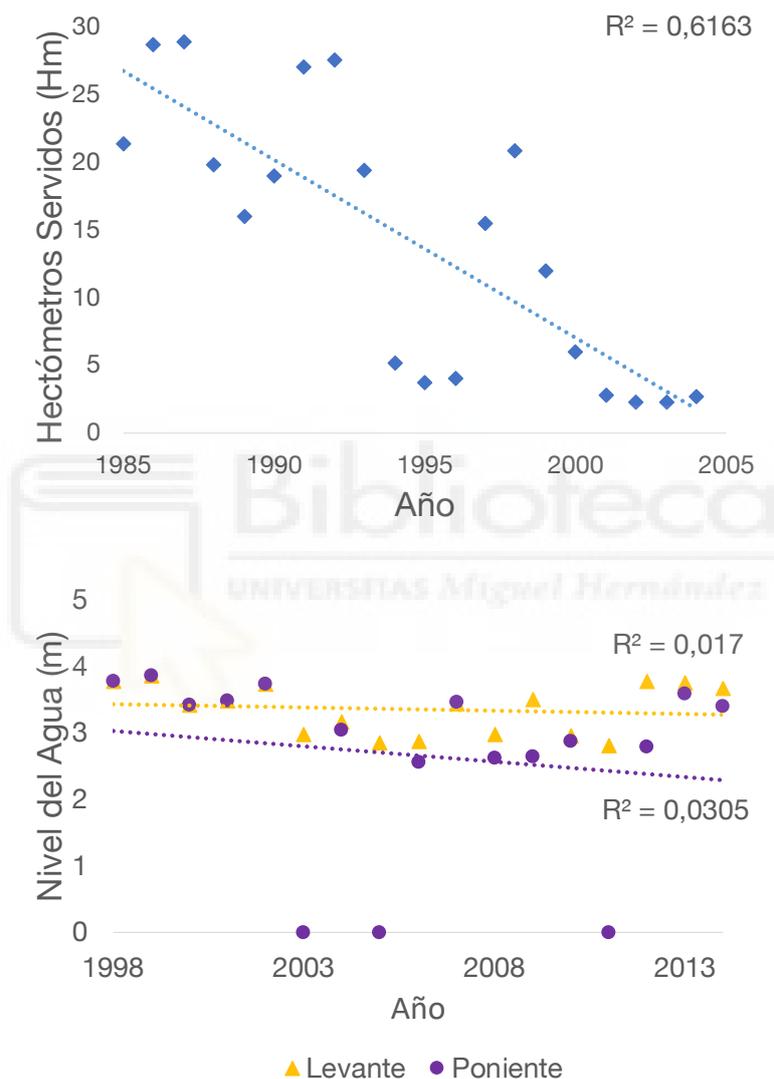


Figura 3. Representaciones gráficas del nivel de agua en los embalses de Levante y Poniente en metros, durante los años 1998 a 2014 y del volumen de hectómetros servidos anualmente a El Hondo por parte de la Confederación Hidrográfica del río Segura entre los años 1985 a 2004. Se incluye también el valor del R^2 de la regresión y la significación de este según los valores de p-valor: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$, \cdot $p < 0,1$ marginalmente significativo.

También se han incluido dos parámetros físico-químicos, los niveles medios de oxígeno disuelto y la conductividad media para los embalses de Levante y Poniente. Las regresiones muestran una tendencia a la reducción de la concentración del oxígeno disuelto, especialmente en el

TENDENCIAS TEMPORALES EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE AVES ACUÁTICAS EN EL PARQUE NATURAL DE EL HONDO

embalse de Poniente, y que ha habido un aumento de la concentración de sales en el embalse de Poniente, mientras que en el caso de Levante esta tendencia es a la reducción (Figura 4), aunque ninguna de estas regresiones son significativas.

Junto a estos datos físico-químicos también se ha medido, la concentración media de clorofila A en Levante y Poniente (Figura 4) que refleja una leve tendencia no significativa al aumento en el embalse de Levante y una disminución no significativa en el de Poniente.

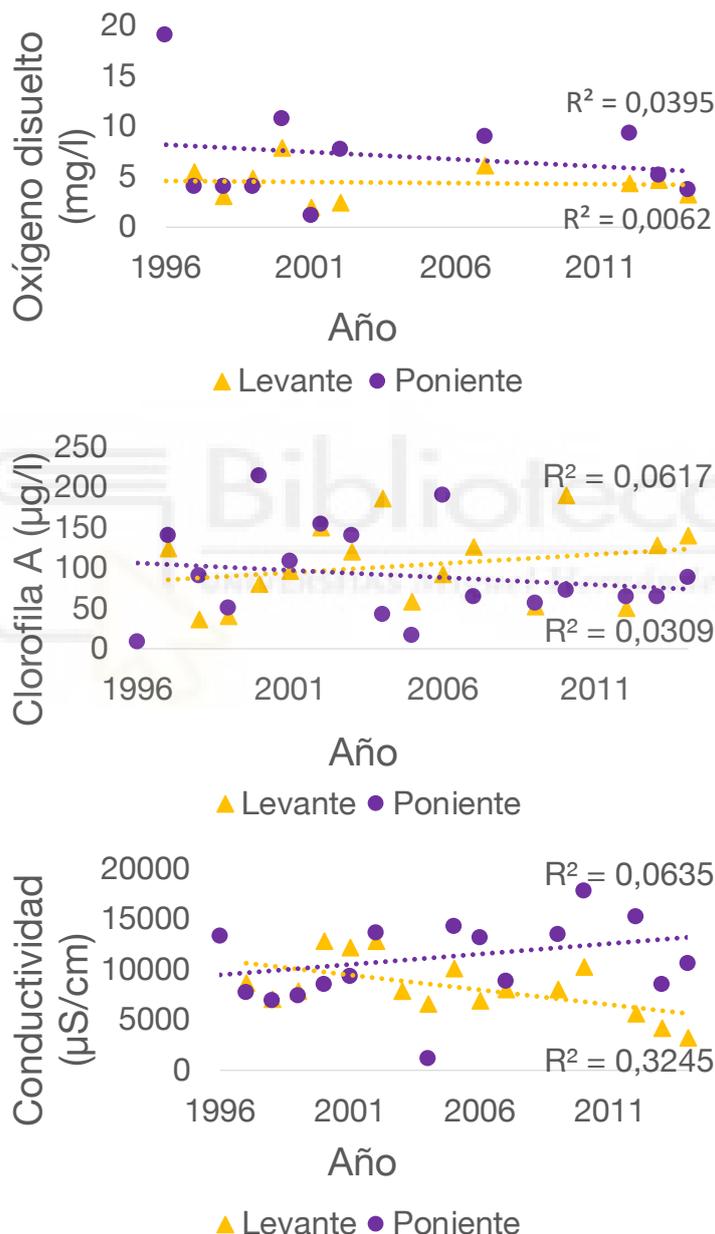


Figura 4. Representaciones gráficas de los niveles medios anuales de oxígeno disuelto en miligramos litro, de clorofila A en microgramos litros y de conductividad en microsiemens centímetro. Para los embalses de Levante y Poniente, durante los años 1996 a 2014. Acompañados de rectas de regresión lineal para cada uno de los embalses de cada una de las variables. Se incluye también el valor del R^2 de la regresión y la significación de este según los valores de p-valor: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$, · $p < 0,1$ marginalmente significativo.

4.2. Descripción de las variables de diversidad funcional

Las variables de diversidad (Tabla 3) se pueden agrupar en dos grupos diferentes, existiendo las variables funcionales y las variables de diversidad clásicas. Dentro de las variables clásicas nos encontramos con la riqueza de especies, con un valor medio de casi 22 especies, y abundancia media de 2753 individuos (Tabla 3).

Tabla 3. Media aritmética, valores máximos (Max.), mínimos (Min.), mediana, desviación estándar y número elementos, para los conjuntos de datos de: riqueza de especies, abundancia de individuos, índice de Shannon, riqueza funcional (FRic), equidad funcional (FEve) y dispersión funcional (FDis). Fuente: Elaboración propia.

Variables	Media Aritmética	Max	Min	Mediana	Desviación Estándar	N
Riqueza de Especies	21,90	29,00	9,00	22,00	4,55	30
Abundancia	2752,93	5960,00	462,00	2705,50	1357,92	30
Índice de Shannon	2,22	2,68	1,45	2,30	0,32	30
Riqueza Funcional (FRic)	0,12	0,47	0,00	0,11	0,09	30
Equidad Funcional (FEve)	0,48	0,76	0,19	0,48	0,11	30
Dispersión Funcional (FDis)	0,15	0,22	0,05	0,17	0,04	30

TENDENCIAS TEMPORALES EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE AVES ACUÁTICAS EN EL PARQUE NATURAL DE EL HONDO

Junto las variables de diversidad funcional se han calculado tres variables clásicas de aproximación a la biodiversidad, estas son, la abundancia de individuos, la riqueza de especies, y por último el índice de Shannon (Figura 5). Podemos apreciar un aumento significativo a lo largo del tiempo sólo de la abundancia de individuos.

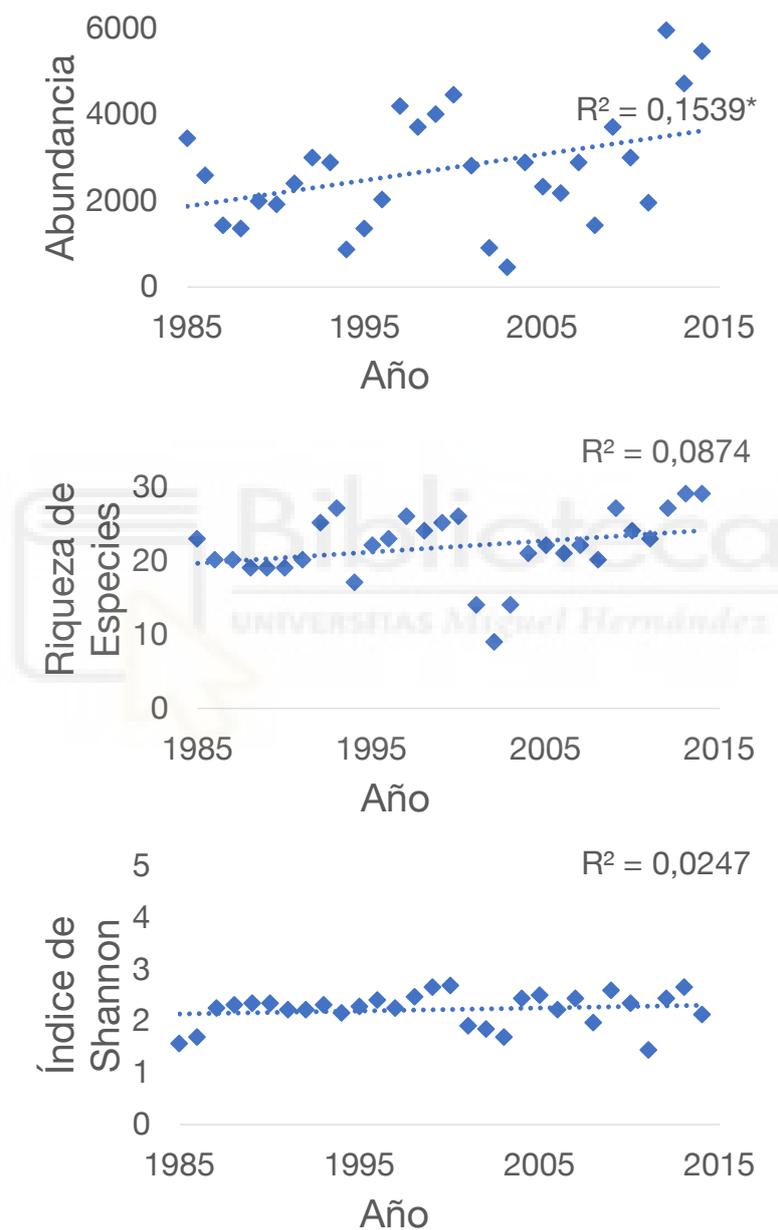


Figura 5. Representaciones gráficas de la abundancia de individuos, la riqueza de especies, y el índice de diversidad de Shannon. Estos valores abarcan un periodo comprendido entre los años 1985 a 2014. Los gráficos se muestran acompañados por una recta de regresión lineal. Se incluye también el valor del R^2 de la regresión y la significación de este según los valores de p-valor: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$, · $p < 0,1$ marginalmente significativo.

TENDENCIAS TEMPORALES EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE AVES ACUÁTICAS EN EL PARQUE NATURAL DE EL HONDO

Finalmente, el análisis de los índices de riqueza funcional (FRic), equidad funcional (FEve) y de dispersión funcional (FDis) se representa en una sola gráfica (Figura 6), mostrando una tendencia temporal creciente tanto de la riqueza funcional (FRic) como de la equidad funcional (FEve) y una tendencia decreciente de la dispersión funcional (FDis). Aunque la mayoría de las tendencias no son significativas, a excepción del p-valor de la FDis que es marginalmente significativo.

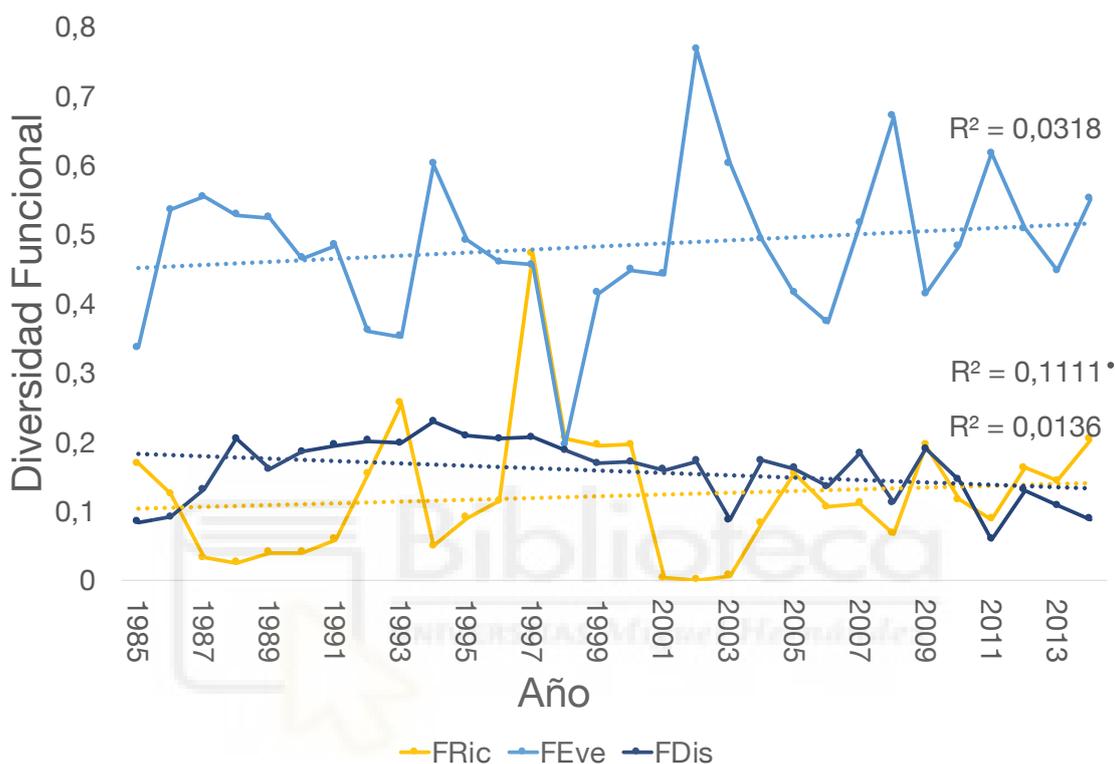


Figura 6. Representación gráfica de los índices de riqueza funcional (FRic), equidad funcional (FEve) y de dispersión funcional (FDis), durante un periodo comprendido entre los años 1985 a 2014. Acompañada de una recta de regresión lineal con una tendencia ascendente para FEve y FRic, y descendiente para FDis. Se incluye también el valor del R^2 de la regresión y la significación de este según los valores de p-valor: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$, · $p < 0,1$ marginalmente significativo.

4.3. Relación entre la diversidad funcional y las variables ambientales

A continuación, en la tabla de correlaciones (Tabla 4) podemos ver una correlación moderada e inversa entre la cantidad de clorofila A en el embalse de Levante y el índice de Shannon. Por otro lado, existen tres correlaciones significativas, una entre el índice de Shannon y el oxígeno disuelto en el embalse de Levante, otra entre el nivel de agua en el embalse de levante y la abundancia de individuos, y finalmente entre la clorofila A presente en el embalse de levante y la equidad funcional.

TENDENCIAS TEMPORALES EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE AVES
ACUÁTICAS EN EL PARQUE NATURAL DE EL HONDO

Tabla 4. Correlaciones entre las variables ambientales y de biodiversidad. Las correlaciones informan de la relación entre las variables, cuanto más cerca de 1 o de -1, más fuerte es la relación tanto directa (positiva) como inversa (negativa). Se considera que hay correlación si el valor de p es inferior a 0,05. Los valores de p-valor significativos son los siguientes: *** p < 0.001, ** p < 0.01, * p < 0.05 y aparecen en negrita.

Variables	Riqueza de Especies	Abundancia	Índice de Shannon	FRic	FEve	FDis
Nivel Agua Levante	0,415	0,622**	0,423	0,399	-0,201	0,316
Nivel Agua Poniente	0,167	0,394	0,266	0,187	-0,125	0,371
Hectómetros Servidos	0,329	0,289	-0,079	0,326	-0,285	-0,100
Oxígeno Disuelto Poniente	-0,062	-0,279	0,346	-0,219	0,292	0,301
Conductividad Poniente	-0,187	-0,363	-0,385	-0,331	0,365	-0,412
Clorofila A Poniente	-0,171	-0,124	-0,390	-0,032	0,076	-0,199
Oxígeno Disuelto Levante	0,335	0,335	0,636*	0,345	0,030	0,248
Conductividad Levante	-0,480	-0,488	-0,106	-0,241	0,065	0,385
Clorofila A Levante	-0,195	-0,268	-0,500*	-0,441	0,644**	-0,168
Índice NAO	-0,072	-0,084	0,211	-0,028	0,108	0,338
Temperatura	-0,210	-0,063	-0,216	-0,362	0,298	0,025
Precipitaciones	-0,324	-0,209	0,069	-0,292	-0,042	0,129

Las correlaciones significativas (Tabla 4) se han representado gráficamente (Figura 7). Esto nos permite observar una tendencia creciente para los valores de concentración de clorofila A y equidad funcional; oxígeno disuelto e índice de Shannon, y nivel de agua en Levante y la abundancia de individuos. Además, son las correlaciones que presentan los valores de R^2 más elevados, especialmente el de la correlación de oxígeno disuelto e índice de Shannon. Por último, la correlación de concentración de clorofila A e índice de Shannon, muestra una tendencia decreciente, siendo también la que presenta los valores de R^2 más bajos.

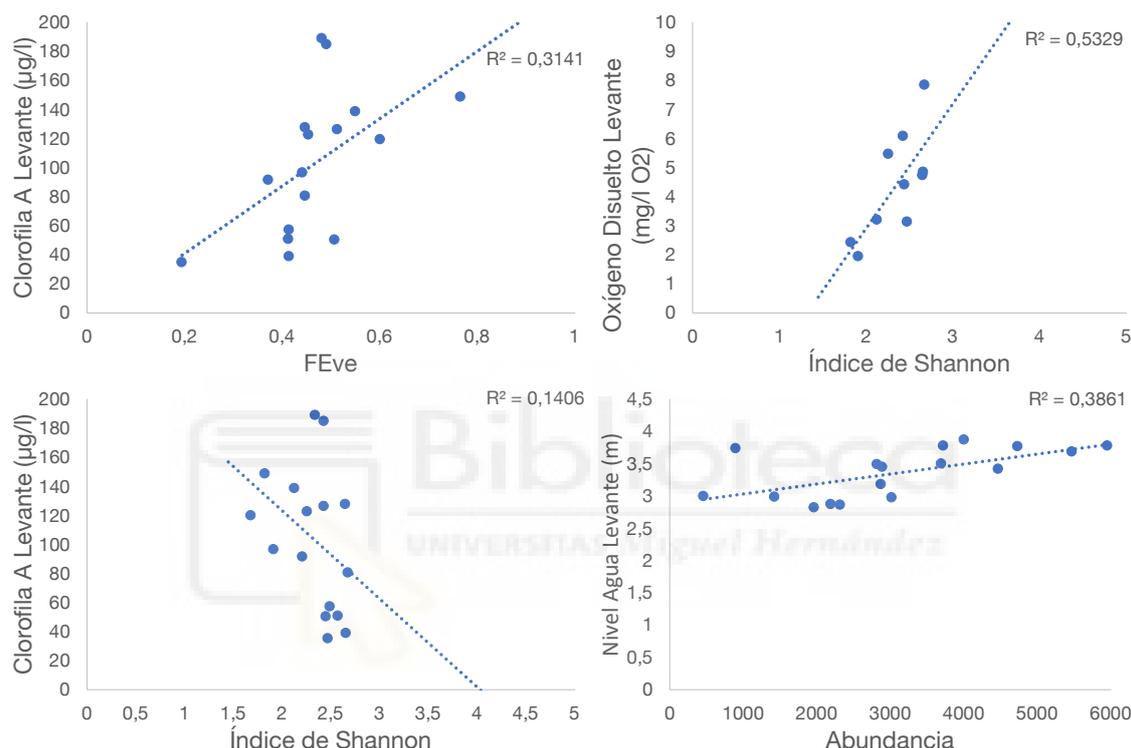


Figura 7. Representaciones gráficas de las correlaciones significativas: concentración de clorofila A y equidad funcional (FEve), oxígeno disuelto e índice de Shannon, concentración de clorofila A e índice de Shannon, y nivel de agua en Levante y abundancia de individuos. Incluimos una recta de regresión lineal y el valor del R^2 de la regresión en la figura.

5. Discusión

Los resultados de este trabajo no identifican relaciones de las variables de biodiversidad con las precipitaciones, el índice NOA y la temperatura media. No obstante, trabajos previos sí habían detectado un efecto de las precipitaciones junto al índice NOA en las aves (Figuerola 2007). Sin embargo, en Figuerola (2007) se trabaja sobre una única especie, a diferencia de este trabajo donde el marco conceptual es el conjunto de la comunidad. Esto puede distorsionar la realidad individual de las especies, pudiendo haber diferentes capacidades de adaptación a estos procesos climáticos. Además, podría darse la situación de que estos efectos climáticos estuviesen enmascarados por otros factores, pues cabe recordar que parte de los embalses

son propiedad de una comunidad de riego que a falta de unas precipitaciones que rieguen sus campos optarán por utilizar esta agua.

Poniente es el embalse de mayor extensión, el que más agua alberga, y el que más oscilaciones presenta a lo largo del tiempo. Sin embargo, en términos generales, los valores de las correlaciones con las medidas de diversidad suelen ser menores que los del embalse de Levante, de menor extensión y volumen, y que si presenta correlaciones fuertes. También es el embalse de Poniente el que presenta unas fluctuaciones más marcadas a lo largo del tiempo en el nivel de agua embalsada, el oxígeno disuelto y la concentración de clorofila A. A pesar de ello, estos no están correlacionados con las medidas de diversidad. No obstante, en Levante vemos oscilaciones menores para el agua embalsada, el oxígeno y la clorofila A, pero que si presentan una correlación. Esto podría indicar que el embalse de Levante podría presentar una capacidad amortiguadora ante las bruscas variaciones de el embalse de Poniente.

Como ya se ha mencionado, existe una correlación positiva y significativa entre los niveles de agua almacenados en el embalse de Levante y la abundancia de individuos de aves, es decir que a más agua presente en el embalse mayor presencia de individuos. Este dato es altamente relevante, pues un posible futuro donde predomine la escasez de agua sería muy perjudicial para la abundancia de aves y, por ende, del valor del ecosistema. Es también en el embalse de Levante, donde se destaca la importancia de la calidad físico-químicas del agua. En primer lugar, una mayor cantidad de oxígeno disuelto está relacionada con una mayor diversidad de Shannon. Esto puede ser debido a que un agua más rica en oxígeno favorece la presencia de organismos aerobios que pueden servir de alimento a las aves, como se refleja en Strommer y Smock (1989), donde se afirma que tanto la densidad como la biomasa muestran una relación positiva con la concentración de oxígeno disuelto. Además, aguas con mayor concentración de oxígeno pueden indicar una mayor riqueza vegetal que genere este oxígeno o una mejor calidad del agua. Por esa razón en trabajos como en Sánchez et al. (2007), se considera que la medición del déficit de oxígeno disuelto es un indicador simple de la contaminación, ya que la presencia de sustancias químicas que pueden sustraer ese oxígeno disuelto impiden su disponibilidad para el ecosistema. Sin embargo, la concentración de oxígeno disuelto en el embalse de Poniente, el embalse con mayores concentraciones tiende a disminuir de forma continua en el tiempo, y a pesar de ello no hemos detectado un efecto relevante sobre la diversidad.

Finalmente, podemos hablar del parámetro que parece tener mayor relevancia, pues está correlacionado con más de una variable de biodiversidad, se trata de la clorofila A en el embalse de Levante. Esta variable se relaciona con el nivel de eutrofización de las masas de agua y por ende de su calidad, ateniéndonos a esto, los valores medios globales actuales sitúan al embalse de Levante en un estado hipertrófico (Doña et al. 2011). Ante este contexto, no es de extrañar

que este parámetro muestre una relación negativa con el índice de biodiversidad de Shannon, es decir a una mayor concentración de clorofila A, la diversidad de aves disminuye. Por otro lado, la homogeneidad en la distribución de las abundancias de las especies de una comunidad en un espacio funcional es mayor con concentraciones elevadas de clorofila A. Es decir, además de haber una menor biodiversidad, el espacio está siendo aprovechado funcionalmente de forma más homogénea. La alta presencia de clorofila A puede actuar como un filtro ambiental (Méndez et al. 2012) al limitar el desarrollo de especies que puedan servir de alimento a las aves. Esto puede haber simplificado el ecosistema, haciéndolo más homogéneo biológicamente (Pagel et al. 2014) y facilitando que unas pocas especies con una dieta generalista acaben sacando mayor partido al conjunto del ecosistema, e impidiendo la presencia de especies especialistas (Martínez-Abram et al. 2016).

Lo que indican mayormente estos datos es que las variables climáticas no tienen gran impacto directo sobre el ecosistema, y que son los niveles de agua almacenados y las características físico-químicas y biológicas del agua las principales impulsoras de la diversidad y abundancia de aves acuáticas. Estas características indican una baja calidad del agua en el Parque de El Hondo en la actualidad, lo que genera efectos negativos en la biodiversidad. Estos efectos negativos, pueden repercutir de forma directa o indirecta sobre el bienestar humano, dificultando o impidiendo el funcionamiento mismo del ecosistema y su capacidad para proveer de servicios ecosistémicos esenciales a la sociedad (Martín-López et al. 2007). Según el convenio Ramsar (www.ramsar.org/bn.org/bn/bn4-sp.pdf), los humedales a nivel mundial se deterioran y desaparecen, y como consecuencia, los beneficios que proporcionan a las sociedades. El mantenimiento en buen estado de los humedales aumenta la capacidad de adaptación y ajuste de estos y de las comunidades asociadas, ante los fenómenos extremos y otras perturbaciones, como inundaciones o sequías. Por lo tanto, son básicos para la salud y la sostenibilidad de los sistemas socioecológicos.

Con este trabajo no se espera obtener una imagen clara y nítida de los procesos temporales que afectan y dan forma a la comunidad de aves de El Hondo, el tiempo, la falta de datos, tanto en su variedad como en su cantidad, no lo permiten. Además, solo se han tenido en cuenta las correlaciones existentes entre las variables de diversidad y las variables ambientales, y no las existentes entre las variables ambientales o entre las variables de diversidad. Sin embargo, a pesar de las aparentes limitaciones, los datos arrojados nos permiten dar un primer paso hacia la dirección en la que se pueden orientar futuras investigaciones. Estos trabajos deberían incluir un mayor número de datos, especialmente sobre la calidad del agua y de periodos más largos, lo que permitiría obtener esa imagen clara y nítida sobre la evolución del ecosistema de El Hondo.

6. Conclusiones

Los hectómetros de agua servidos a El Hondo no tienen ningún efecto sobre una mayor riqueza de especies, abundancia de individuos o valores de diversidad funcional. Esto puede deberse a que el agua es gestionada por la comunidad de regantes para sus necesidades, por lo que pueden elegir desembalsar agua si llueve, utilizarla para regar cuando lo necesitan, etc, sin que la entrada de agua influya sobre el nivel de agua en el Hondo. Tampoco parecen tener ningún efecto sobre las medidas de diversidad las precipitaciones totales anuales, la temperatura media anual o el índice NAO. Esta ausencia de relación también la encontramos cuando hablamos de la conductividad del agua, que no ha mostrado relación con una menor riqueza de especies, abundancia de individuos y mayores valores de diversidad funcional.

Si que ha sido posible confirmar, aunque únicamente en el embalse de Levante, que un aumento en los niveles de agua embalsada favorecerá una mayor abundancia de individuos. Del mismo modo, unos valores mayores de oxígeno disuelto en el agua aumentan la diversidad de aves. Pero son quizás los datos arrojados por los valores de clorofila A, que aportan información sobre la cantidad de nutrientes presentes en el agua (Doña et al. 2011), los más relevantes. Una mayor concentración de clorofila A disminuye la diversidad de aves y aumenta la homogeneidad en la distribución de las abundancias de las especies de una comunidad en el espacio funcional. Esto puede deberse muy probablemente a que una disminución de la biodiversidad del ecosistema haya producido una reducción de su complejidad, volviéndolo más homogéneo. Esto es posible que se deba a los procesos de eutrofización que limitan el desarrollo de organismos que pudiesen servir de alimento a un conjunto más amplio de aves o para aumentar la complejidad de la cadena trófica.

En conclusión, para aumentar la diversidad taxonómica y funcional de El Hondo, la gestión de este humedal se debería centrar en mejorar la calidad del agua. Tres de las cuatro correlaciones tienen que ver directamente con este aspecto y dos de ellas ponen de manifiesto que el estado hipertrófico (Doña et al. 2011) al que está sujeto el agua de El Hondo merma su calidad ecosistémica. Si además se mantuvieran unos niveles de agua embalsada mínimos a lo largo del tiempo, la estabilidad del ecosistema sería mayor.

7. Bibliografía

Barciela López, C., López Ortiz, M.I., y otros. 2012. Los bienes culturales y su aportación al desarrollo sostenible. 2012. Publicaciones de la Universidad de Alicante.

Bartolomé, M.A., Català, F.J., Bosco Dies, J., Dies, I., Echevarrias, J.L., Ferrández, M., García, F.J., Gómez, J.A., Oltra, C., Ros, G., Fidel, L., Valentín, A., Viedma, C., Vilalta, M., y Yuste, M. Octubre 2006. Las aves acuáticas de la Comunitat Valenciana censos y evolución de las poblaciones. Valencia. Extraído de: <http://www.cma.gva.es/webdoc/documento.ashx?id=164402>.

Blázquez Morilla, AM. 2003. L'albufera D'Elx: Evolución Cuaternaria Y Reconstrucción Paleambiental a Partir del Estudio de los Foraminíferos Fósiles. Tesis doctoral. Universidad de Valencia.

Cadotte, M.W., Carscadden, K., Mirotchnick, N. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* 48.

Casanoves, F., Pla, L., Di Rienzo, J.A., 2011. Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE Turrialba, Costa Rica.

Chamucero-Santacoloma, JC. Trujillo-Trujillo, E. Armando Jimenez-Carvajal, D. 2011. La biodiversidad y el papel de los ingenieros de ecosistemas en su mantenimiento. Estudiante programa de Ingeniería Agroecológica. Grupo de Investigación en Botánica. Universidad de la Amazonia.

Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L. et al. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405.

Chave, J. 2004. Neutral theory and community ecology. *Ecology Letters* 7.

Cirujano, S. 2009. Evolución de la vegetación acuática en las zonas húmedas: caso del P.N. El Hondo. Real jardín botánico CSIC. Universidad de Alicante. I Jornadas Científicas sobre el Parque Natural El Hondo.

Córdova-Tapia, F., Zambrano, L. 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas* 24.

TENDENCIAS TEMPORALES EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE AVES ACUÁTICAS EN EL PARQUE NATURAL DE EL HONDO

Dabrio, C. 1992. Playas e isla barrera-lagoon. in: sedimentología (coord. a. arche), Colección nuevas tendencias, C.S.I.C., Vol I y II.

Datos climáticos. Descargado de la web Tu Tiempo el (01/04/2018) <https://www.tutiempo.net/clima/ws-83600.html>.

Datos IUCN. Descargado de la web IUCN Red List el (15/04/2019) <https://www.iucnredlist.org>.

Davis, 1983. A genetic approach to sedimentary geology. Ed. Prentice-Hall, Inc. New Jersey, 669.

Almeida, B.A., Sebastián-González, E., dos Anjos, L.J., Green, A. and Botella, F. 2019. A functional perspective for breeding and wintering waterbird communities: temporal trends in species and trait diversity. *Oikos*.

Díaz, S., Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16.

Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345.

Doña, C., Caselles, V., Sánchez, J.M., Ferri, A., y Camacho, A. 2011. Herramienta para el estudio del estado de Eutrofización de masas de agua continentales. *Revista de Teledetección* 36, 40-50.

España. ORDEN 20/2018, de 14 de junio, de la consejería de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, por la que se fijan, para la temporada 2018-2019, los períodos hábiles y normas de caza en las zonas comunes y se establecen otras regulaciones en los cotos de caza y zonas de caza controlada en la Comunitat Valenciana. [2018/5930]

Feld, C.K., da Silva, P.M., Sousa, J.P., Bello, de F., Bugter, R., Grandin, U. et al. 2009. Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos* 118.

Figuerola, J. 2007. Climate and Dispersal: Black-Winged Stilts Disperse Further in Dry Springs. *PLoS ONE* 2(6): e539. doi:10.1371/ journal.pone.0000539.

Fonseca, C.R., Ganade, G. 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology* 89.

TENDENCIAS TEMPORALES EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE AVES ACUÁTICAS EN EL PARQUE NATURAL DE EL HONDO

Gower, J. C. 1966. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika* 53: 325–338.

Harrell, F.E. Jr. 2019. Harrell Miscellaneous. R package ver 4.2-0 <https://cran.r-project.org/web/packages/Hmisc/index.html>

Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S. et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75.

Ibby, C. J., Burguess, N. D., Hill, D. A. and Mustoe, S. 2000. *Bird Census Techniques*. Academic Press. London.

Imágenes extraídas de: Visor cartográfico de la Generalitat Valenciana, <http://visor.gva.es/visor/>. (04/06/2019).

Información extraída de la web NOAA el (01/05/2019): <https://www.ncdc.noaa.gov/teleconnections/nao/>

Información extraída de la web Ramsar.org el (10/05/2019): www.ramsar.org/bn.org/bn/bn4-sp.pdf

Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J. et al. Warner. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293.

Korhonen, J.J. Soininen, J. And Hillebrand, H. 2010. A quantitative analysis of temporal turnover in aquatic species assemblages across ecosystems. *Ecology*, 91 pp. 508–517.

Laliberté, E. and Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 299–305.

Laliberté, E. et al. 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. – R pack- age ver. 1.0-12, <<http://CRAN.R-project.org/package=FD>>.

Lawton, J.H., Brown, V.K. 1993. Redundancy in ecosystems. En: Schulze, E. D., Mooney, H. A. (eds.), *Biodiversity and ecosystem function*. Springer Science and Business Media, Alemania.

TENDENCIAS TEMPORALES EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE AVES ACUÁTICAS EN EL PARQUE NATURAL DE EL HONDO

Leakey, R. y Lewin R. 1995. The sixth extinction. Patterns of life and the future of humankind. Doubleday, New York. 271 pp.

Martin Cantarino, C. 2009. El Hondo como cumbre del sistema hídrico cultural del Segura-Bajo Vinalopó; Una visión desde su historia ambiental. Universidad de Alicante. I Jornadas Científicas sobre el Parque Natural El Hondo.

Martínez-Abrain, A., Jiménez, J., Gómez, A., Oro, D. 2016. Differential waterbird population dynamics after long-term protection: the influence of diet and habitat type. *Ardeola* 63(1), 2016, 79-101

Martín-López, B., J.A. González, S. Díaz, I. Castro, M. García-Llorente 2007. Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas* 16.

Mendez, V., Gill, J.A., Burton, N.H.K., Austin, G.E., Petchey, O.L., and Davies, R.G. 2012. Functional diversity across space and time: trends in wader communities on British estuaries. *Diversity and Distributions*, (Diversity Distrib.) 18, 356–365.

Mills, L & E. Soule, M & F. Doak, Daniel. (1993). The Keystone-Species Concept in Ecology and Conservation. *BioScience*. 43. 219-224. 10.2307/1312122.

Molina, E. 2007. Causas de los principales eventos de extinción en los últimos 66 millones de años. Departamento de Ciencias de la Tierra. Facultad de Ciencias Universidad de Zaragoza.

Morin, P.J. 2011. Community ecology. Wiley Blackwell, Estados Unidos.

Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H., Moullot, D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 24.

Moullot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H. and Bellwood, D.R. 2012. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Cell Press. TREE-1621*; N°. of Pages 1.

Naeem, S., Wright, J.P. 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters* 6.

TENDENCIAS TEMPORALES EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE AVES ACUÁTICAS EN EL PARQUE NATURAL DE EL HONDO

Nichols, M.M. & Allen, G. 1981. Sedimentary Processes In Coastal Lagoon. In: Coastal Lagoon Research, Present And Future. UNESCO, Tech. Bull. Mar. Sci.

Pagel, J., Martínez-Abraín, A., Gómez, A., Jiménez, J., Oro, D., 2014. A Long-Term Macroecological Analysis of the Recovery of a Waterbird Metacommunity after Site Protection. PLoS ONE 9(8): e105202.doi:10.1371/journal.pone.0105202

Paracuellos, M. 2009. Ecología y conservación de las aves en los humedales mediterráneos. Universidad de Alicante. I Jornadas Científicas sobre el Parque Natural El Hondo.

Parc Natural El Fondo. 2016. Memoria de Gestión. Extraído de: http://www.parquesnaturales.gva.es/es/web/pn-el-fondo/memorias-de-gestion/-/documentos/i1GOwlr9MX27/folder/164348988?p_auth=Pa0PTbTN

Pérez Cueva, A. 1994. Atlas climático de la Comunidad Valenciana (1961-1990). Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transport, Generalitat Valenciana.

Rosenfeld, J.S. 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* 98.

Roselló, V.M. 1982. Albuferas mediterráneas. Grupo Español de Trabajo de Cuaternario, V Reunión. Sevilla.

Salgado-Negret, B. 2016. La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. Instituto Humboldt Colombia.

Sánchez, E., Colmenarejo, M.F., Vicente, J., Rubio, A., García, M.G., Travieso, L., & Borja, R. (2007). Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. *Ecological Indicators*, 7(2), 315–328.doi:10.1016/j.ecolind.2006.02.005

Sanchis Moll, E.J. 1989. Guía de la Naturaleza de la Comunidad Valenciana. Parques y Parajes Naturales. Agencia de Medio Ambiente. Generalitat Valenciana y Levante, Valencia.

Sanjaume, E. 1985. Las costas valencianas. Sedimentología y morfología. Universitat de València, Valencia.

Scherer-Lornzen, M. 2005. Biodiversity and ecosystem functioning: basic principles. En: Barthlott, W., Linsenmair E., Porembski S. (eds.), *Biodiversity: Structure and Function*. Eolss Publishers, Oxford, Reino Unido.

TENDENCIAS TEMPORALES EN LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DE AVES ACUÁTICAS EN EL PARQUE NATURAL DE EL HONDO

Schulze, E.D., Mooney, H.A. 1993. Biodiversity and ecosystem function. Ecological Studies 99. Springer Science and Business Media, Alemania.

Shepard, F.P. 1963. Submarine Geology. New York, Harper and Row.

Strahler, A., Strahler, A., 1994. Geografía Física. 3ª edición, Ediciones Omega, Barcelona, Spain.

Sepkoski, J.J. 1997. Biodiversity: past, present and future. Journal of Paleontology, 71, 533-539.

Strommer, J.L. y Smock, L.A. (1989). Vertical distribution and abundance of invertebrates within the sandy substrate of a low-gradient headwater stream. Freshwater Biology, 22(2), 263-274. doi:10.1111/j.1365-2427.1989.tb01099.x

Thuiller, W. 2007. Climate change and the ecologist. Nature, 448, 550-552.

Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. Science 277.

Torralva Forero, M y Oliva-Paterna, F.J. 2009. Estudio de la carpa (*Cyprinus carpio*) y su efecto sobre la malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucoicefala*) en el parque natural el hondo. Universidad de Alicante. I Jornadas Científicas sobre el Parque Natural El Hondo.

Vermeij, G.J. 2004. Ecological avalanches and the two kinds of extinctions. Evolucionary Ecology Research, 6, 315-337.

Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. Ecology 89.

Villéger, S., Miranda, J.R., Hernández, D.F., Mouillot, D. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. Ecological Applications 20.

Wood, S. N. 2006. Generalized additive models: an introduction with R. Chapman & Hall/CRC.

Zenkovich, V.P. 1967. Processes of coastal development, Edinburgh, Oliver and Boyd.

Zenkovich, V.P. 1969. Origin of barrier and lagoon coast. In: Lagunas costeras (Ed. Phleger), Simposio. Universidad Autónoma de México.

8. Anexos

Anexo 1. P-valor de la significancia de los valores de R^2 de las regresiones lineales de las variables ambientales y de diversidad con los años. La significación de este según los valores de p-valor: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$, · $p < 0,1$ marginalmente significativo.

Variables	P-valor
Riqueza de Especies	0,113
Abundancia	0,032*
Índice de Shannon	0,256
Riqueza Funciona (FRic)	0,312
Equidad Funcional (FEve)	0,550
Dispersión Funcional (FDis)	0,056·
Nivel Agua Levante	0,566
Nivel Agua Poniente	0,166
Hectómetros Servidos	0,628
Oxígeno Disuelto Poniente	0,149
Oxígeno Disuelto Levante	0,861
Conductividad Poniente	0,338
Conductividad Levante	0,405
Clorofila A Poniente	0,166
Clorofila A Levante	0,726
NOA	0,295
Temperatura	0,528
Precipitaciones	0,067·



Biblioteca
UNIVERSITAS Miguel Hernández



UNIVERSITAS
Miguel Hernández