

PATRONES DE DIVERSIDAD DE LA COMUNIDAD DE AVES INVERNANTES Y NIDIFICANTES DEL MUNICIPIO DE ITSASONDO

CAMPAÑA 18-19



SUMARIO

RESUMEN	1
INTRODUCCIÓN	1
MATERIAL Y MÉTODOS	2
RESULTADOS	
Campaña de aves invernantes	5
Campaña de aves nidificantes	15
DISCUSIÓN	26
CONCLUSIONES	28
BIBLIOGRAFÍA	29

RESUMEN

Empleando transectos lineales con faja se han descrito las estructuras taxonómicas y funcionales, y se han estimado las abundancias y las preferencias de hábitats de las aves que componen la comunidad ornitológica de Itsasondo en las tres principales unidades de muestreo: campiñas atlánticas, frondosas autóctonas y plantaciones forestales. Se han estudiado las poblaciones invernantes y nidificantes presentes en este municipio. La mayor riqueza taxonómica, diversidad taxonómica y riqueza funcional se obtuvo en las campiñas atlánticas. La mayor riqueza y diversidad taxonómica en medios forestales se obtuvo en las frondosas autóctonas. En invierno se observó una mayor diversidad funcional en frondosas autóctonas, pero en primavera se observó cierta redundancia funcional beneficiosa para medios variables. Se encontraron diferencias significativas entre la variabilidad de las medias para cada métrica de diversidad en cada tipo de unidad. Existieron más similitudes entre las estructuras de las comunidades de campiña y frondosas, diferenciándolas de las estructuras de las plantaciones forestales. Las mayores densidades se obtuvieron en campiñas, y las más bajas en plantaciones forestales.

INTRODUCCIÓN

El municipio de Itsasondo (Gipuzkoa) se encuentra situado en un lugar estratégico de la región vasco-cantábrica. El 76 % de su superficie se sitúa dentro del corredor ecológico que une la Sierra de Aralar con los Espacios Naturales Protegidos de Ernio e Izarraitz. Todos estos enclaves se encuentran incluidos dentro de la Red Natura 2000 declarados como Zonas de Especial Conservación. Además, Itsasondo se sitúa dentro de una de las rutas migratorias más importantes de Europa, donde cada año transitan infinidad de aves de paso en busca de sus cuarteles de invernada en África, y a su vez acoge a una diversa comunidad de aves invernantes y estivales, además de las especies residentes.

El Ayuntamiento de Itsasondo comenzó hace una década con la intención de proteger su patrimonio natural, así como desarrollando distintas actuaciones para resaltar su valor y mejorar la calidad ecológica de sus principales hábitats. Entre las intervenciones llevadas a cabo se encuentran la adquisición de parcelas de monte, acuerdos de custodia del territorio, recuperación del bosque autóctono, inventario de árboles hábitat, etc.

Las aves han sido consideradas como bioindicadores por diversas razones, entre otros: 1) su ecología ha sido muy bien estudiada, 2) la unión entre la comunidad aviar, las asociaciones vegetales y los territorios ha sido claramente demostrada, 3) cubren diferentes niveles en la pirámide trófica en numerosos ambientes y 4) son fácilmente detectables, permitiendo recolectar datos, no solo de presencia/ausencia, sino también incluso de abundancia. De echo, el Eurostat ha reconocido el cambio ocurrido en las aves ligadas a medios agrícolas como uno de los indicadores de calidad de vida.

Existe la necesidad de continuar adquiriendo conocimiento sobre la evolución del estado natural del medio físico y del estado de conservación de la biodiversidad para disponer de fiables indicadores de calidad como elemento clave para continuar elaborando los Planes de Desarrollo Rural. En este contexto, la Sociedad Española de Ornitología (SEO) junto con BirdLife pusieron en marcha el programa SACRE (Seguimiento de Aves Comunes Reproductoras en España) y el programa SACIN (Tendencia de las aves en invierno) con el objetivo de 1) subrayar el poder bioindicador que poseen estos vertebrados, 2) obtener indicadores que permitan comprobar el

mantenimiento y la recuperación de la biodiversidad y 3) destacar la necesidad del mantenimiento a largo plazo de este tipo de programas para que la información obtenida sea representativa de los cambios reales que puedan producirse.

Dado los hábitats de interés comunitario que posee este municipio, se ha establecido la necesidad de diseñar y elaborar un plan estratégico de seguimiento de la comunidad de aves paseriformes y no paseriformes presentes en Itsasondo con el objetivo de determinar las estructuras taxonómicas y funcionales, así como la evolución de las poblaciones de aves comunes reproductoras e invernantes de este municipio, y que sirva para consolidar la primera estación de monitorización ornitológica en el interior del Territorio Histórico de Gipuzkoa.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

Itsasondo es una localidad de 8,95 km² localizada en la comarca del Goierri, en el interior del Territorio Histórico de Gipuzkoa. La existencia de actividades económicas rurales y un gradiente altitudinal considerable (piso colino desde 175 metros hasta piso montano hasta casi 900 metros) hace que existan una gran diversidad de condiciones climatológicas y formaciones vegetales diferentes.

Los principales medios autóctonos que pueden distinguirse son las campiñas atlánticas - paisaje caracterizado por un mosaico con multitud de ambientes como bosquetes, prados de siega, setos, arroyos, etc.- y los bosques caducifolios, predominando los hayedos acidófilos mixtos y con menos representación se encuentran los robledales mesotróficos y algunos relictos melojares.

Además, existen plantaciones forestales de *Pinus radiata*, *Pinus nigra*, *Quercus rubra*, *Chamaecyparis lawsoniana*, *Pseudotsuga menziesii* o *Robinia pseudoacacia*, condicionando la conectividad entre las formaciones nativas y creando un mosaico muy marcado en el paisaje debido a parcelas cuya propiedad es privada, siendo resultado de acontecimientos puramente históricos.

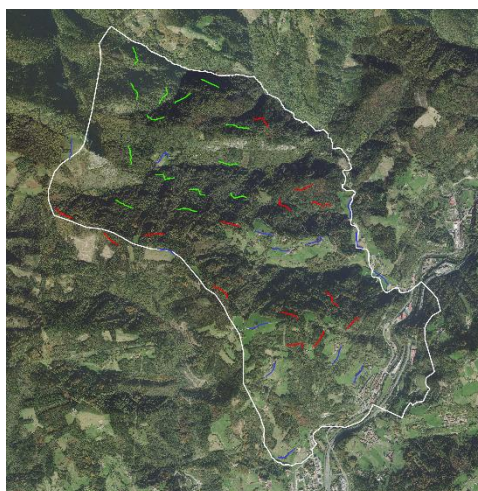


Ilustración 1. Limite administrativo del Término Municipal de Itsasondo sobre ortofoto actualizada del PNOA. Se proyectan los itinerarios de las campiñas autóctonas (azul), frondosas autóctonas (verde) y plantaciones forestales (rojo)

Las cotas más elevadas son constituidas por formaciones de calizas urgonianas, grandes bloques de roca calcárea que elevan la cota hasta los 868 msnm de la cumbre de Murumendi. Estos afloramientos rocosos son colonizados por vegetación de carácter rupícola, siendo escasa en zonas donde la pendiente es elevada o donde existe meteorización activa del sustrato.

Metodología del censo

Antes de comenzar a recopilar datos en campo, se optó por diseñar un muestreo estratificado utilizando para ello el software QGIS y reconociendo el terreno *in situ*. El método para los censos que se utilizó fue el de "itinerarios con faja", donde se recorrieron 42 itinerarios

previamente diseñados entre hábitats homogéneos formados por tres unidades de muestreo: frondosas autóctonas, campiñas atlánticas y plantaciones forestales. La longitud de cada itinerario fue de 200 metros recorridos a pie a baja velocidad durante 15 minutos, comenzando en la hora del amanecer y trabajando durante las próximas 4 horas, coincidiendo con el momento de máxima actividad de las aves.

Los recorridos se repitieron dos veces tanto para el muestreo de invernantes como para el muestreo de aves nidificantes. Para el primer caso se realizó una primera visita entre el 15 de noviembre y el 15 de diciembre y una segunda entre el 15 de diciembre y el 15 de enero, de manera que entre una y otra visita transcurrieron al menos 20 días. Para los muestreos de aves nidificantes se realizó una primera visita entre el 15 de abril y el 15 de mayo, centrándose en el periodo de máxima actividad de reproductores sedentarios presaharianos, y la segunda entre el 15 de mayo y el 15 de junio, coincidiendo con el periodo de máxima actividad de reproductores transaharianos.

Análisis de datos

Durante cada itinerario se anotaron las aves vistas o escuchadas dentro de una faja de 25 metros para cada lado. Se estableció esta distancia de faja debido a que algunos de los hábitats muestreados componen ambientes cerrados y la detectabilidad de las especies disminuye exponencialmente a partir de esta distancia. De esta manera se consiguieron datos de presencia/ausencia y abundancias. Las comunidades de aves en cada una de las 3 unidades principales fue caracterizada por la densidad (aves/ 10 ha), la abundancia relativa (IKA), la frecuencia de aparición (%), la amplitud de hábitat y se estimaron las principales métricas de diversidad taxonómica y funcional para cada unidad.

La obtención de las densidades para cada especie se realizó mediante el método Emlen que destaca por su sencillez. Este procedimiento metodológico asume que en la banda más próxima al observador (25 metros) el coeficiente de detectabilidad de la población contactada en el área delimitada por cada banda es uno (todos los individuos son observados). Así, la densidad se estimó utilizando la siguiente fórmula:

$$d = n/(2.w.L)$$

donde **n** es el número total de ejemplares detectados, **w** es el ancho de la banda de recuento y **L** corresponde a la longitud del itinerario.

La amplitud de hábitat (AH) de las especies en las tres formaciones ambientales principales se calculó en dos partes. Por un lado se calculó el valor H con la siguiente fórmula:

$$H = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde p_i corresponde a las proporciones de las aves observadas en cada unidad. A continuación se calculó la amplitud de hábitat aplicando la fórmula e^H . Este índice varía entre 0 y la cantidad de unidades analizadas en el estudio, de manera que a mayor valor del índice le corresponde una mayor amplitud de hábitat de la especie (i.e., mayor valencia ecológica).

El análisis de la diversidad taxonómica se llevó a cabo mediante el cálculo de tres métricas. Por un lado, se cuantificó la suma de especies presentes en cada itinerario (riqueza taxonómica). Por otro lado, se utilizaron las abundancias de cada especie para estimar la

diversidad utilizando la propuesta de Shannon-Wiener (H') mediante la siguiente función (Shannon y Weaver, 1949):

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

Donde “ S ” es el número de especies y “ p_i ” es la proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos, representada como n_i/N (“ n_i ” es el número de individuos de la especie i y “ N ” es el número de todos los individuos de todas las especies).

En tercer lugar, se calculó la equitatividad mediante la propuesta de Pielou (J') con la siguiente función (Pielou, 1966):

$$J' = H'/H'_{\max}$$

Donde “ H' ” es el índice de Shannon-Wiener y “ H'_{\max} ” hace referencia a la diversidad máxima que se obtendría si la distribución de las abundancias de las familias en la comunidad fuesen totalmente equitativas.

A la hora de caracterizar las propiedades funcionales de las comunidades, se utilizó una base de datos que recoge información de 40 rasgos biológicos a nivel de especie (Apéndice 1). Cada especie se codifica de acuerdo a su afinidad con cada categoría de rasgo utilizando un enfoque de codificación difusa (Chevenet et al., 1994). Este método sintetiza diversas fuentes de datos numéricos obtenidos de la literatura o recolectados en el campo durante un largo período de tiempo que da un grado de afinidad de cada especie para cada rasgo (Chevenet et al., 1994). Se asigna una puntuación del 0 al 1, donde 1 corresponde a la afinidad máxima para ese rasgo y 0 a ninguna afinidad. Se asignó una puntuación de 0 a todas las modalidades donde la información no estaba disponible a fin de no influir en los análisis (Chevenet et al., 1994). Los componentes de la diversidad funcional fueron cuantificados siguiendo el método de Villeger et al (2008) utilizando la librería FD del software estadístico R (R Development Core Team, 2008).

Por último, se llevó a cabo un análisis ANOVA de un factor para determinar si existen diferencias entre las medias de cada métrica de diversidad taxonómica y funcional para cada unidad de hábitat estudiado, y se realizó un análisis post-hoc para determinar qué medias difieren. Se utilizó el software informático R para todos los análisis estadísticos (R Development Core Team, 2008).

MONITORIZACIÓN DE LA COMUNIDAD ORNITOLÓGICA DIURNA DEL MUNICIPIO DE ITSASONDO

CAMPAÑA INVIERNO 18-19

NATURTZAINDIA ELKARTEA

RESULTADOS

Estructura de la riqueza, diversidad y densidad

Las figuras 1 y 2 nos muestran cómo se encuentran distribuidos los valores de diversidad taxonómica y funcional en los distintos grupos de hábitats estudiados. Podemos observar como la mayor riqueza taxonómica se obtuvo en el hábitat de campiña, aunque al mismo tiempo muestra los valores más bajos en equitatividad. Esto se debe a que la presencia en campiña de algunas especies, como la bisbita pratense, el pinzón vulgar y jilguero lúgano es elevada y, al ser especies gregarias, son numerosos los ejemplares que campean en grupo. Por otra parte, la interpretación del gráfico de caja muestra como los hábitats de plantaciones son los más pobres en especies con diferencia. Sin embargo, aunque la media de los valores nos indica que la mayor equitatividad taxonómica se encuentra en este tipo de hábitat (tabla 1), el diagrama de caja nos muestra como los valores de equitatividad máximos más altos y los mínimos más altos se encuentran en los hábitats de frondosas. En definitiva, como se puede apreciar en la tabla 1 se resalta la importancia del hábitat de campiña como elevado reservorio de diversidad ornitológica, seguida de los hábitats de frondosas autóctonas, con los mínimos mas altos y los máximos mas cercanos a los hábitats de campiña

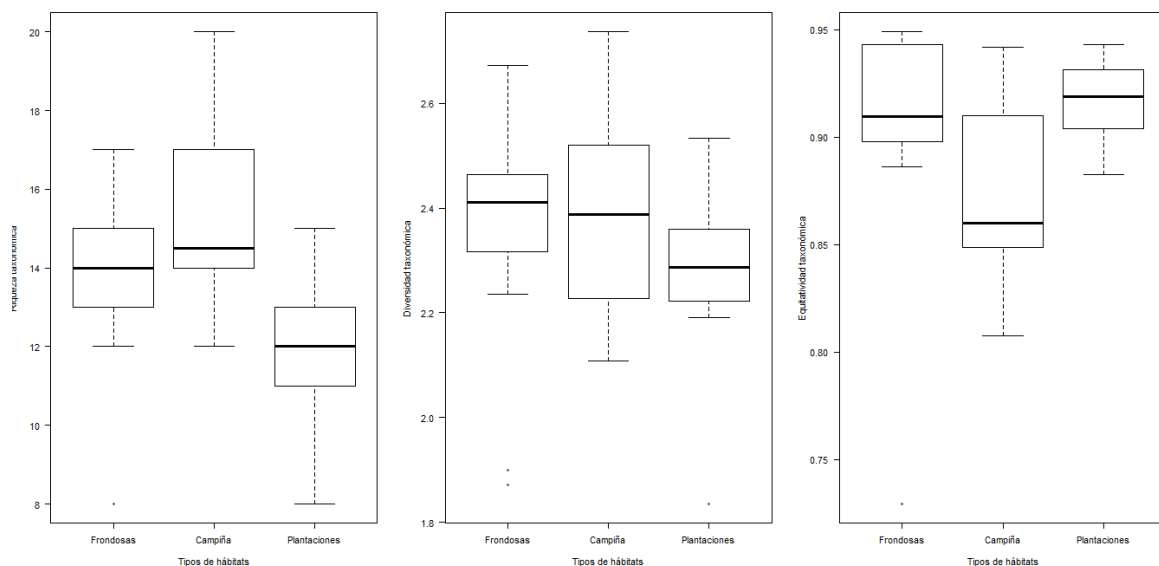


Figura 1. diagrama de cajas de los valores de riqueza, equitatividad y diversidad taxonómica en los tres tipos de hábitats estudiados: frondosas autóctonas, campiña y plantaciones forestales.

Tabla 1. Valores medios de las métricas de diversidad para cada hábitat

	Fronosas autóctonas	Campiña	Plantaciones forestales
Riqueza específica	13.64285714	15.35714286	12.14285714
Shannon	2.348426669	2.371558726	2.281003188
Pielou	0.902898287	0.871755088	0.916827356
FRic	-0.497179918	1.580533729	-0.691721658
FEve	0.770432388	0.679138098	0.782750857
FDiv	0.695119996	0.665224514	0.659911636

En lo que refiere a la diversidad funcional, vemos como la riqueza de especies esta fuertemente, positivamente y significativamente correlacionada con la riqueza funcional ($r=0.76$, $p<0.05$)(figura 3), con lo que cabe destacar que la mayor riqueza funcional se obtuvo en los hábitats de campiña, y sus valores medios fueron los máximos. En este caso, se observa como los valores mínimos y medios de riqueza funcional en hábitats de frondosas y en plantaciones forestales son bastante parecidos y se encuentran lejos de los valores de campiña, aunque levemente mas bajos en plantaciones forestales. Sin embargo, la riqueza funcional máxima en plantaciones forestales se encuentra lejos de los hábitats de campiña y frondosas, mostrando un potencial mas bajo en cuanto a procesos ecológicos. En este contexto, observamos que los valores de diversidad funcional más altos en cuanto a valores medios, máximos y mínimos los encontramos en hábitats de frondosas autóctonas, convirtiéndose en los hábitats con mayor potencial ecológico. Se subraya la necesidad conservar estos hábitats y calificarlos de interés para amortiguar los efectos del deterioro de los ecosistemas forestales y ofrecer una mínima calidad de ambientes para especies con mayores requerimientos ecológicos dentro del corredor ecológico Aralar-Ernio-Gatzume.

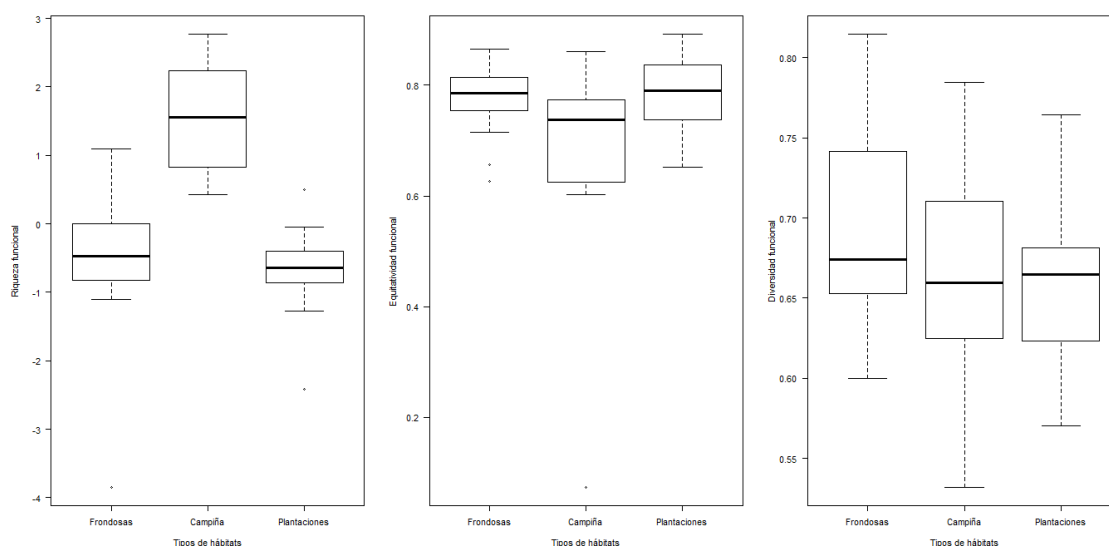


Figura 2. diagrama de cajas de los valores de riqueza, equitatividad y diversidad funcional en los tres tipos de hábitats estudiados: frondosas autóctonas, campiña y plantaciones forestales.

Teniendo en cuenta las densidades que encontramos en cada itinerario recorrido en cada uno de los hábitats, vemos como la presencia de una mayor densidad de aves hace posible

elevar la riqueza de especies ($r=0.73$, $p<0.05$), la riqueza funcional ($r=0.65$, $p<0.05$) y la diversidad taxonómica ($r=0.31$, $p<0.05$) de las comunidades de aves de Itsasondo. En este contexto, se puede entender como en las plantaciones forestales encontramos las diversidades y riquezas tanto taxonómicas como funcionales más bajas de los tres hábitats en cuestión, y es que en este tipo de hábitat encontramos los valores mas bajos en densidad de aves (tabla 2). Podemos resaltar al hábitat de campiña donde mayores densidades de aves podemos encontrar, aunque este hecho pueda repercutir en la disminución tanto de la equitatividad taxonómica ($r=-0.47$, $p<0.05$) como de la equitatividad funcional ($r=-0.31$, $p<0.05$).

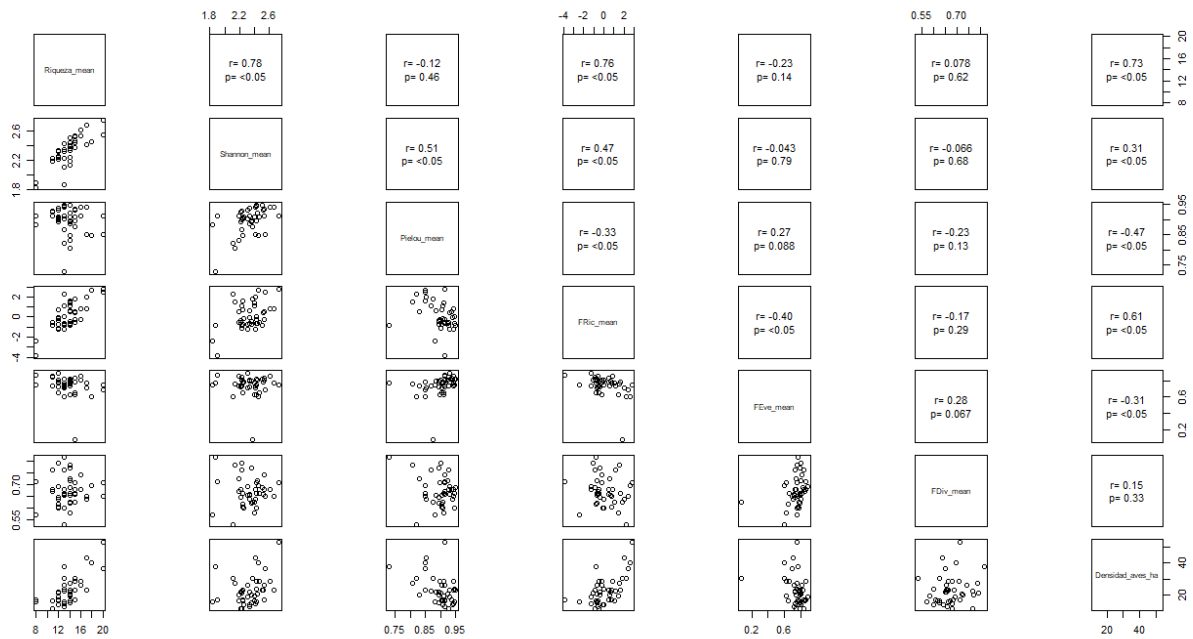


Figura 3. Diagramas de dispersión entre las métricas de diversidad y la densidad de aves (aves/ha). Se pueden observar tanto el coeficiente de correlación (r) como el valor de significancia de la correlación (valor p)

Patrones de distribución de diversidad

Llevando a cabo un análisis cluster de las distancias euclídeas entre la diversidad que podemos encontrar en cada itinerario muestreado, se puede observar grandes cantidades de diferencias entre las estructuras de las comunidades de los tres tipos de hábitats estudiados. En el apartado anterior se han tenido en cuenta los valores medios en cada tipo de hábitat, pero analizando los valores medios en cada itinerario de cada hábitat vemos que existen similitudes entre algunos itinerarios que circulaban por frondosas autóctonas, hábitats de campiña y plantaciones forestales.

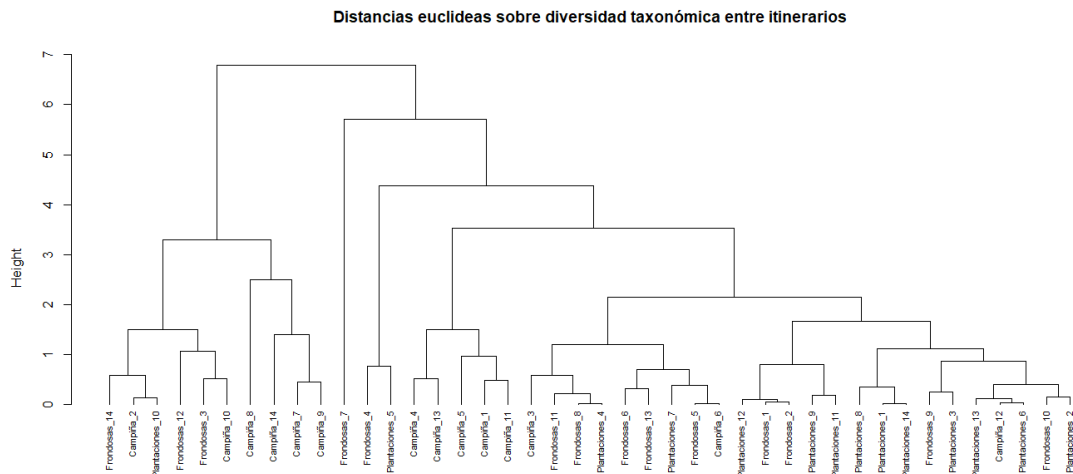


Figura 4. Dendrograma sobre las distancias euclideas sobre diversidad taxonómica entre itinerarios.

La figura 4 nos muestra el dendrograma para el análisis cluster entre los diferentes componentes de la diversidad taxonómica de cada itinerario. En este caso, observamos dos grupos claramente diferenciados. En el primer grupo vemos similitudes entre itinerarios de campiña y algunas similitudes entre la diversidad de campiña y frondosas donde aparece un itinerario de plantaciones forestales. En el otro grupo claramente diferenciado del primero vemos que las características de las estructuras de las comunidades de campiña quedan bastante diferenciadas del resto. Al mismo tiempo, obtenemos similitudes entre algunos itinerarios de frondosas y de plantaciones.

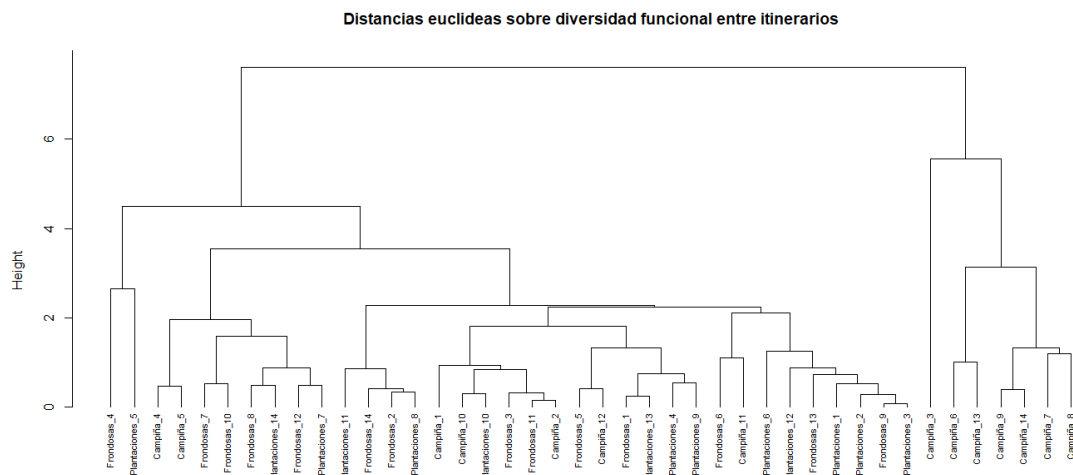


Figura 5. Dendrograma sobre las distancias euclideas sobre diversidad funcional entre itinerarios.

Por otra parte, la figura 5 nos muestra el dendrograma para el análisis cluster entre los diferentes componentes de la diversidad funcional de cada itinerario. Queda patente un grupo diferenciado donde se proyectan algunos itinerarios de hábitats de campiña. El resto se organiza en un grupo donde vemos, por una parte, similitudes entre hábitats de campiña y frondosas, y

por otra parte otro grupo diferenciado con predominio de itinerarios de plantaciones con algunas alternancias de hábitats de campiña y frondosas.

Como en este estudio carecemos de variables que describan algunos componentes tanto bióticos como abióticos del medio donde se desarrolla la ornitocenosis de Itsasondo, no es posible realizar patrones de diversidad y detectar los factores que condicionan la diversidad y su distribución. Sin embargo, mediante este análisis de distancias euclídeas queda claro que, por razones ambientales o antrópicas que sería interesante diagnosticar, existen mas similitudes entre las estructuras de las comunidades de campiña y frondosas que la diferencia de las estructuras de las plantaciones forestales.

En este contexto, los test ANOVA llevados a cabo para el análisis de la varianza de un factor entre cada métrica de diversidad y los grupos ambientales estudiados, encontramos diferencias significativas entre ellos (tabla 2).

En los test post hoc encontramos que la variabilidad de la riqueza taxonómica era significativa entre las plantaciones forestales y campiña ($P < 0.05$) y entre las plantaciones forestales y frondosas autóctonas ($P < 0.05$). La variabilidad de la equitatividad taxonómica entre plantaciones forestales y campiña fue significativa ($P < 0.05$). En cuanto a la variabilidad de la diversidad funcional, encontramos diferencias significativas entre los hábitats de frondosas y campiña ($P < 0.05$) y entre las plantaciones forestales y las frondosas autóctonas ($P < 0.05$). Por último, se encontraron diferencias significativas entre los hábitats de campiña y las plantaciones forestales ($P < 0.05$), y entre las plantaciones forestales y los hábitats de frondosas ($P < 0.05$) en lo que a la variabilidad de la densidad en cada grupo.

Tabla 2. ANOVA un factor para determinar diferencias significativas para cada métrica de diversidad en cada tipo de hábitat (3 categorías: frondosas, campiña y plantaciones). Las métricas en asterisco se han tratado con el test Krusal-Wallis por falta de normalidad.

Indice de diversidad	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Chi squared	P value
Riqueza taxonómica*	2	-	-	-	13.434	0.00121
Equitatividad taxonómica*	2	-	-	-	8.323	0.01558
Diversidad taxonómica	2	0.06198	0.03099	0.8359	-	0.4411
Riqueza funcional	2	44.417	22.084	27.429	-	0.00003652
Equitatividad funcional*	2	-	-	-	6.169	0.04575
Diversidad funcional	2	0.010087	0.0050437	1.336	-	0.2745

Abundancia y preferencia de hábitats

Se describen a continuación la situación de abundancia y preferencia de hábitats de las especies que tienen un valor IKA superior a 1. Describir la preferencia de hábitats de especies poco frecuentes puede llevar a cometer errores, con lo que se necesita un mayor esfuerzo de muestreo para poder determinarlas.

Tabla 3. Valores de Índice Kilométrico de abundancia (IKA), frecuencia de aparición (%) y densidad (Aves/10ha) para cada especie en cada tipo de hábitat.

Especies	IKA			Frecuencia de aparición (%)			Densidad (Aves/10 ha)			Amplitud de hábitat
	Fronosas autóctonas	Campaña	Plantaciones forestales	Fronosas autóctonas	Campaña	Plantaciones forestales	Fronosas autóctonas	Campaña	Plantaciones forestales	
Acentor común	0	0.178571429	0	0	0.120048019	0	0	0.357142857	0	1.008105946
Agateador europeo	8.75	5.178571429	4.821428571	7.41301059	3.481392557	6.040268456	17.5	10.35714286	9.642857143	1.614961586
Arrendajo europeo	3.75	0.892857143	3.035714286	3.177004539	0.600240096	3.803131991	7.5	1.785714286	6.071428571	1.302943076
Bisbita pratense	0	18.03571429	0	0	12.12484994	0	0	36.07142857	0	1.291525142
Busardo ratonero	0.357142857	1.25	0	0.302571861	0.840336134	0	0.714285714	2.5	0	1.059409529
Camachuelo común	0	0	0.357142857	0	0	0.447427293	0	0	0.714285714	1.024498457
Carbonero común	7.321428571	12.85714286	3.928571429	6.202723147	8.643457383	4.921700224	14.64285714	25.71428571	7.857142857	1.702824561
Carbonero garrapinos	3.392857143	1.785714286	5.714285714	2.874432678	1.200480192	7.158836689	6.785714286	3.571428571	11.42857143	1.410408128
Carbonero palustre	5.892857143	1.25	2.321428571	4.992435703	0.840336134	2.908277405	11.78571429	2.5	4.642857143	1.340013629
Chochín común	2.857142857	5.714285714	5.535714286	2.420574887	3.841536615	6.935123043	5.714285714	11.42857143	11.07142857	1.492346053
Colirrojo tizón	0	0.178571429	0	0	0.120048019	0	0	0.357142857	0	1.008105946
Corneja común	0.714285714	6.964285714	0.178571429	0.605143722	4.681872749	0.223713647	1.428571429	13.92857143	0.357142857	1.206705537
Curruca capirotada	0.535714286	0.178571429	0	0.453857791	0.120048019	0	1.071428571	0.357142857	0	1.033095402
Estornino negro	0	0.714285714	0	0	0.480192077	0	0	1.428571429	0	1.025967637
Garza real	0	0.178571429	0	0	0.120048019	0	0	0.357142857	0	1.008105946
Gavilán común	0.178571429	0	0	0.15128593	0	0	0.357142857	0	0	1.009872551
Gorrion común	0	5.178571429	0	0	3.481392557	0	0	10.35714286	0	1.124002566
Herrerillo capuchino	5	1.607142857	7.142857143	4.236006051	1.080432173	8.948545861	10	3.214285714	14.28571429	1.490084026
Herrerillo común	9.285714286	4.821428571	1.785714286	7.866868381	3.241296519	2.237136465	18.57142857	9.642857143	3.571428571	1.48613227
Jilguero	0	7.678571429	1.964285714	0	5.162064826	2.460850112	0	15.35714286	3.928571429	1.276550119
Jilguero lúgano	0	4.107142857	0	0	2.761104442	0	0	8.214285714	0	1.104188783
Lavandera blanca	0	2.857142857	0	0	1.920768307	0	0	5.714285714	0	1.078873358
Lavandera cascadeña	0	0.357142857	0	0	0.240096038	0	0	0.714285714	0	1.014587697
Lavandera boyera	0	0.714285714	0	0	0.480192077	0	0	1.428571429	0	1.025967637
Mirlo acuático	0	0.178571429	0	0	0.120048019	0	0	0.357142857	0	1.008105946
Mirlo común	3.928571429	9.285714286	2.857142857	3.328290469	6.242496999	3.579418345	7.857142857	18.57142857	5.714285714	1.500201487
Mito	2.5	0	1.964285714	2.118003026	0	2.460850112	5	0	3.928571429	1.188638816
Mosquitero común	0.178571429	0.535714286	0.535714286	0.15128593	0.360144058	0.67114094	0.357142857	1.071428571	1.071428571	1.065741595
Paloma torcaz	1.25	1.071428571	0.535714286	1.059001513	0.720288115	0.67114094	2.5	2.142857143	1.071428571	1.124433163
Petirrojo europeo	7.5	14.46428571	4.821428571	6.354009077	9.723889556	6.040268456	15	28.92857143	9.642857143	1.770529812
Pico picapinos	1.607142857	2.678571429	1.428571429	1.361573374	1.800720288	1.789709172	3.214285714	5.357142857	2.857142857	1.224872956
Pico menor	0.178571429	0	0	0.15128593	0	0	0.357142857	0	0	1.009872551
Picamaderos negro	0.535714286	0	0	0.453857791	0	0	1.071428571	0	0	1.024788521
Pinzon vulgar	26.96428571	26.42857143	13.03571429	22.84417549	17.76710684	16.3310962	53.92857143	52.85714286	26.07142857	2.560513532
Pinzon real	0.535714286	0.357142857	0	0.453857791	0.240096038	0	1.071428571	0.714285714	0	1.039737826
Pito real	0.178571429	0.892857143	0	0.15128593	0.600240096	0	0.357142857	1.785714286	0	1.041362542
Reyezuelo listado	11.07142857	2.857142857	13.21428571	9.379727685	1.920768307	16.55480984	22.14285714	5.714285714	26.42857143	1.814186121
Trepador azul	11.78571429	2.678571429	3.214285714	9.984871407	1.800720288	4.026845638	23.57142857	5.357142857	6.428571429	1.539943571
Urraca	0	1.964285714	0	0	1.320528211	0	0	3.928571429	0	1.058805179
Zorzal común	1.25	0.178571429	0.892857143	1.059001513	0.120048019	1.118568233	2.5	0.357142857	1.785714286	1.112370834
Zorzal charlo	0.535714286	2.5	0.535714286	0.453857791	1.680672269	0.67114094	1.071428571	5	1.071428571	1.135123747

Como podemos observar en la tabla 3, de todas las especies detectadas en este estudio, cabe destacar que el pinzón vulgar es el ave mas abundante y frecuente en los tres tipos de hábitats estudiados. Posee, con diferencia, los valores mas altos en cuanto al Índice Kilométrico de Abundancia (IKA), frecuencia de aparición (FA) y densidad (d), con los valores mas altos en frondosas (IKA= 26.96, FA= 22.84%, d= 53.92 aves/10ha) y mas bajos en las plantaciones (IKA= 13.03, FA= 16.33%, d= 26.07 aves/10ha). Además, tiene el valor mas alto de amplitud de hábitat con diferencia del resto (2.56), con lo que tiene el carácter mas ubiquista de todos.

Existen varios casos de aves comunes donde los valores de IKA, FA y densidad son mas altos en los hábitats de frondosas autóctonas y mas bajos en las plantaciones forestales, existiendo cierta diferencia en su rango de valores. Algunos ejemplos son el agateador europeo, carbonero palustre, herrerillo común, mirlo común, paloma torcaz, pinzón vulgar, petirrojo europeo o el trepador azul, que muestran una preferencia hacia los hábitats de frondosas. Sin embargo, especies como el reyezuelo listado, chochín común o el herrerillo capuchino muestran una tendencia positiva hacia las plantaciones forestales. Algunas especies como la bisbita pratense, carbonero común, mirlo común, zorzal charlo, jilguero, jilguero lúgano o la corneja común muestran preferencias hacia hábitats de campiña. En el caso del arrendajo, observamos que sus valores de IKA, FA y densidad en frondosas y en plantaciones son muy parecidos.

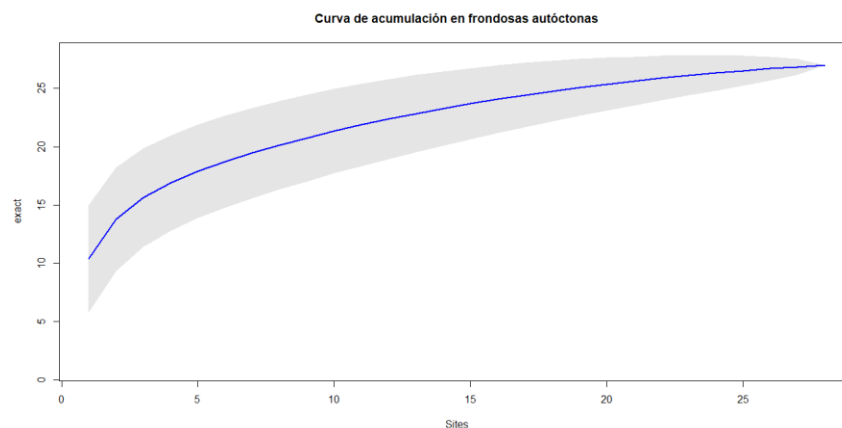
Algunos ejemplos de especies con $IKA > 1$ y que muestran una amplitud de hábitat (AH) más baja son la urraca (AH=1.05), el pico picapinos (AH=1.22), busardo ratonero (AH=1.05), carbonero palustre (AH=1.34), arrendajo (AH=1.30), lavandera blanca (AH=1.07), zorzal común (AH=1.11) o el zorzal charlo (AH=1.13). Se trata de algunas especies que no son abundantes, como el ave de presa, y otras que son especies mas estenóticas en cuanto a la preferencia de ocupar distintos hábitats. El carbonero palustre, que es un ave frecuente y bien distribuida, muestra una clara preferencia sobre los hábitats de frondosas, reduciendo su valor de AH.

APÉNDICES

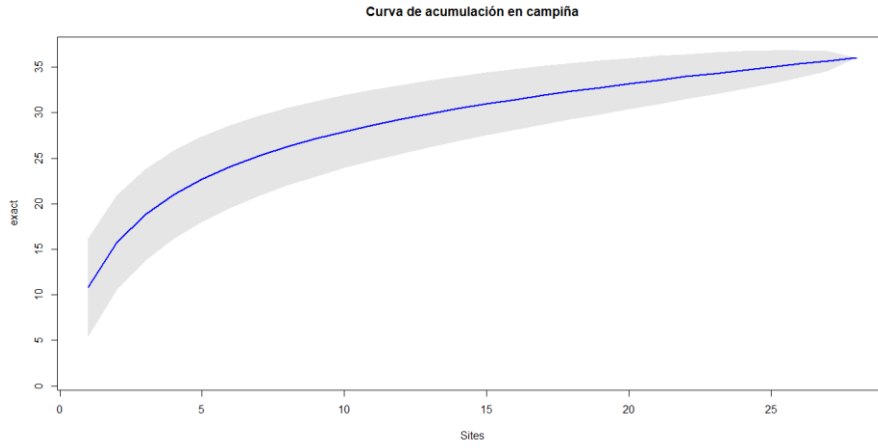
Apendice 1. Los rasgos y sus categorías biológicas que describen las características funcionales de los taxones vertebrados utilizados en este trabajo.

- (1) Mean length of the bill, unsexed (mm): >5-10; >10-20; >20-30; >30-50; >50-80; >80.
- (2) Mean weight in breeding season, unsexed (gr): 5-15; >15-30; >30-50; >50-100; >100-200; >200-500; >500-1000; >1000.
- (3) Mean clutch size (number of eggs) : 1-2; >2-5; >5-8; >8.
- (4) Mean number of broods per breeding season: 1; 2; 3.
- (5) Nest type: Hole; open-arboreal; closed-arboreal; ground close.
- (6) Age of first breeding (years): 1; 2; 3-5; >5.
- (7) Life span (years): 5-10; >10-5; >15-25; >25.
- (8) Defence of a territory: 1: yes; 0: no.
- (9) Sedentary: 1: yes; 0: no.
- (10) Facultative migrant: 1: yes; 0: no.

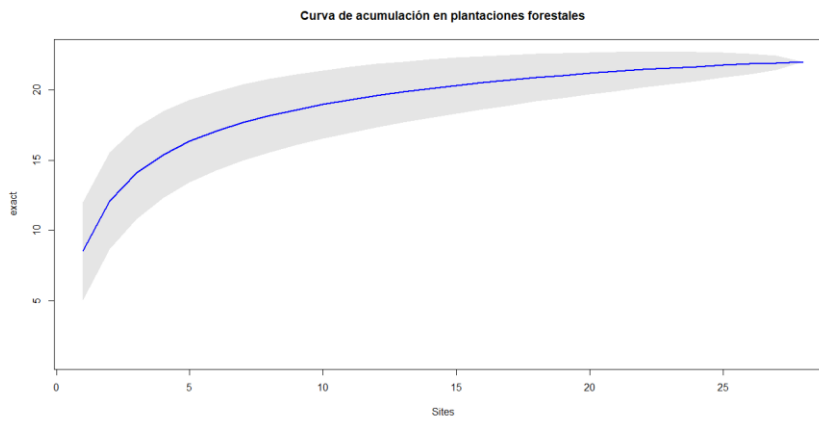
- (11) Short distance migrant: 1: yes; 0: no.
- (12) Long distance migrant: 1: yes; 0: no.
- (13) Species occupies deciduous forest in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (14) Species occupies coniferous forest in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (15) Species occupies woodland, i.e. habitat with disperse vegetation, edge of forest, etc. with presence of full-grown trees in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (16) Species occupies shrub. i.e. habitat with disperse vegetation, bush, shrub, scrub, etc. without presence of full-grown trees in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (17) Species occupies grassland (lowland meadows and fields) in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (18) Species occupies mountain meadows in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (19) Species occupies static and flowing freshwaters in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (20) Species occupies rocks (stony habitats, cliffs, crags etc.) in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (21) Species occupies human settlements in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (22) Diet throughout the year: At least 10% of diet composed by grass, leaves or small plants; fruits; grains; arthropods; other invertebrates excepting arthropods; fish; other vertebrates excepting fish; carrion; similar amount of plants and animals (omnivore): 1: yes; 0: no.
- (23) Diet throughout the breeding season: At least 10% of diet composed by grass, leaves or small plants; fruits; grains; arthropods; other invertebrates excepting arthropods; fish; other vertebrates excepting fish; carrion; similar amount of plants and animals (omnivore): 1: yes; 0: no.



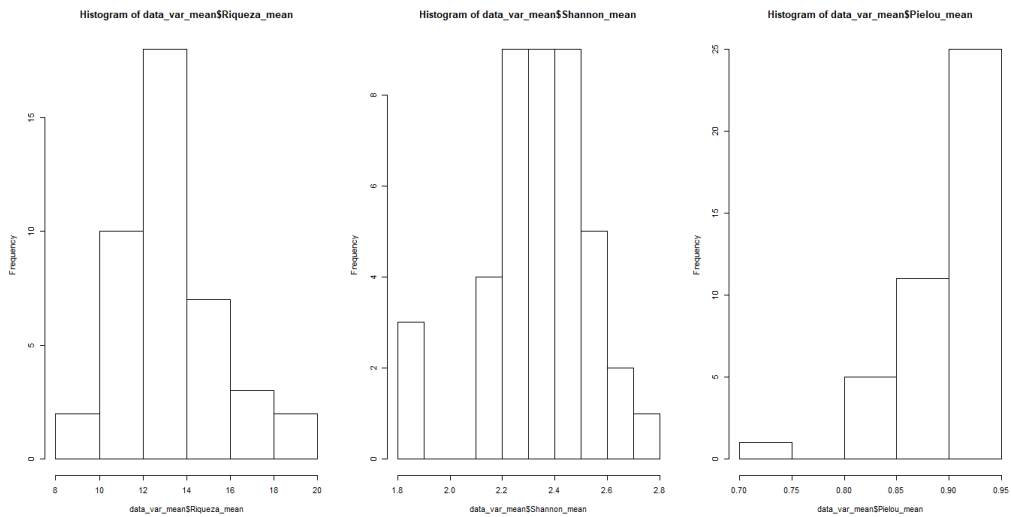
Apéndice 1. Curva de acumulación de especies en los hábitats de frondosas autóctonas.



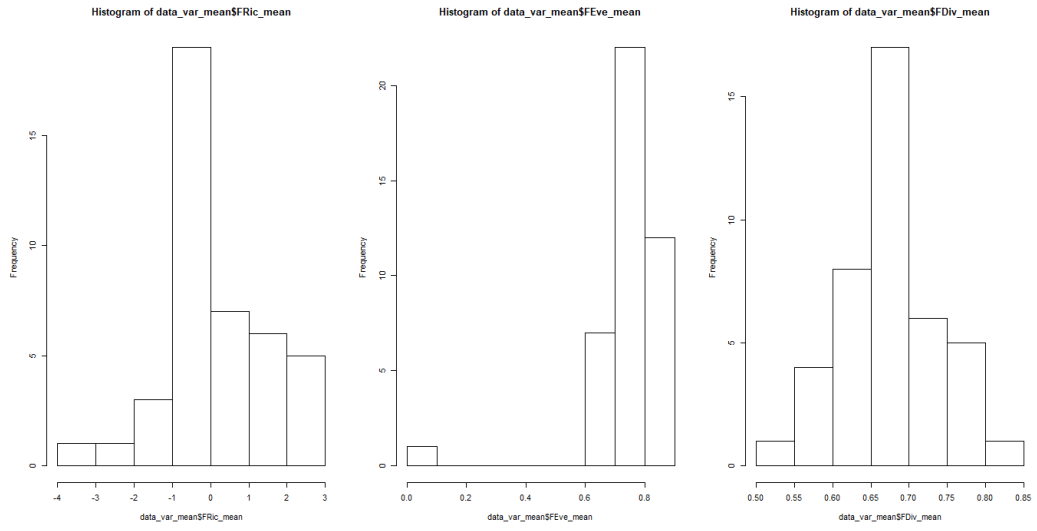
Apéndice 2. Curva de acumulación de especies en los hábitats de campiña.



Apéndice 3. Curva de acumulación de especies en los hábitats de plantaciones forestales.



Apéndice 4. Los histogramas para cada métrica de diversidad taxonómica sin transformar.



Apéndice 5. Los histogramas para cada métrica de diversidad funcional sin transformar.

MONITORIZACIÓN DE LA COMUNIDAD ORNITOLÓGICA DIURNA DEL MUNICIPIO DE ITSASONDO

CAMPAÑA PRIMAVERA 18-19

NATURTZAINDIA ELKARTEA

RESULTADOS

Estructura de la riqueza, diversidad y densidad

Podemos observar cómo los valores más altos de riqueza y diversidad taxonómica se obtuvieron en las campiñas atlánticas con diferencia (figura 1), aunque al mismo tiempo muestra los valores más bajos en equitatividad. Por otra parte, la interpretación del gráfico de caja muestra como los hábitats de plantaciones son los más pobres en especies con diferencia, y debido a que la riqueza esta fuerte y significativamente correlacionada con la diversidad taxonómica ($r=0.76$, $p<0.05$)(figura 3), podemos observar cómo los valores de diversidad taxonómica más bajos los encontramos en las plantaciones forestales, tanto para los valores medios como los valores de los extremos superior e inferiores. El diagrama de caja nos muestra también como los valores de equitatividad máximos más altos y los mínimos casi más altos se encuentran en los hábitats de frondosas. Al igual que sucedió en la campaña de invernantes, debemos resaltar la importancia de las campiñas atlánticas como una fuente de recursos que atrae a una comunidad ornitológica más diversa, poniendo especial atención en varias especies estivales migratorias que suelen escoger las campiñas para reproducirse. En cuanto a los ambientes forestales, estos resultados indican también que existe cierta preferencia a ocupar los bosques de frondosas autóctonas, siendo aún hábitats en restauración y en proceso de aumentar la complejidad estructural hacia etapas más maduras

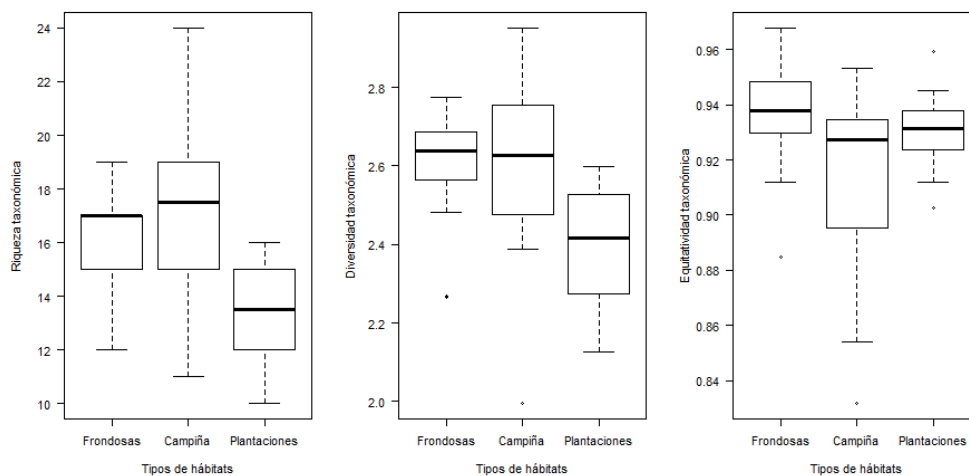


Figura 1. diagrama de cajas de los valores de riqueza, equitatividad y diversidad taxonómica en los tres tipos de hábitats estudiados: frondosas autóctonas, campiña y plantaciones forestales.

Métricas	Frondosas autóctonas	Campiña	Plantaciones forestales
Riqueza	16.07142857	17.57142857	13.28571429
Shannon	2.592453434	2.60063761	2.397647914
Pielou	0.936155376	0.912778236	0.929634946
FRic	-0.4360373	0.944112674	-2.010738974
FEve	0.760244281	0.749900149	0.782308961
FDiv	0.743126647	0.737356066	0.7789152

Tabla 1. Valores medios de las métricas de diversidad para cada hábitat

En lo que refiere a la diversidad funcional, vemos como la riqueza de especies está fuertemente, positivamente y significativamente correlacionada con la riqueza funcional ($r=0.87$, $p<0.05$) (figura 3), con lo que cabe destacar que la mayor riqueza funcional se obtuvo en los hábitats de campiña, y sus valores medios fueron los máximos. En este caso, se observa como los valores máximos, mínimos y medios de riqueza funcional en plantaciones forestales son los más bajos, y estos valores equivalentes en frondosas están más cercanas a las campiñas atlánticas que a las plantaciones. La riqueza funcional máxima en plantaciones forestales se encuentra lejos de los hábitats de campiña y frondosas, mostrando un potencial más bajo en cuanto a procesos ecológicos, tal y como se documentó en la campaña de invernantes. Sin embargo, se observó que la riqueza funcional está negativa y significativamente correlacionada con la diversidad funcional ($r=-0.56$, $p<0.05$). Este hecho hace que la diversidad funcional en frondosas y en campiña sea menor que en plantaciones forestales. Este fenómeno explica que existe cierta redundancia funcional en hábitats de frondosas y campiñas atlánticas. Esta redundancia permite mantener el funcionamiento de los procesos ecológicos en un medio cambiante.

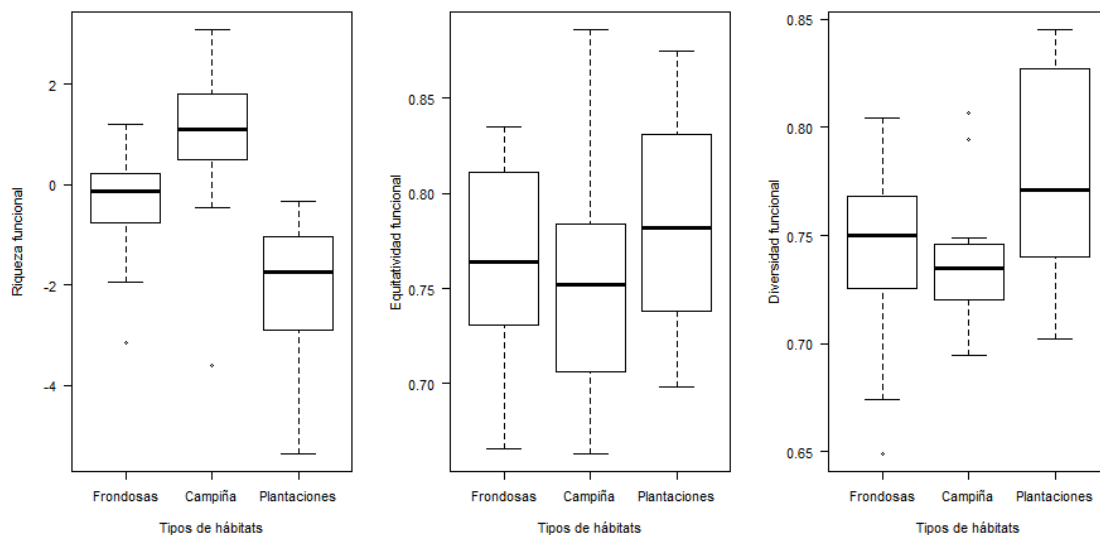


Figura 2. diagrama de cajas de los valores de riqueza, equitatividad y diversidad funcional en los tres tipos de hábitats estudiados: frondosas autóctonas, campiña y plantaciones forestales.

Teniendo en cuenta las densidades, vemos como la presencia de una mayor densidad de aves hace posible elevar la riqueza de especies ($r=0.76$, $p<0.05$), la riqueza funcional ($r=0.64$, $p<0.05$) y la diversidad taxonómica ($r=0.54$, $p<0.05$) de las comunidades de aves de Itsasondo.

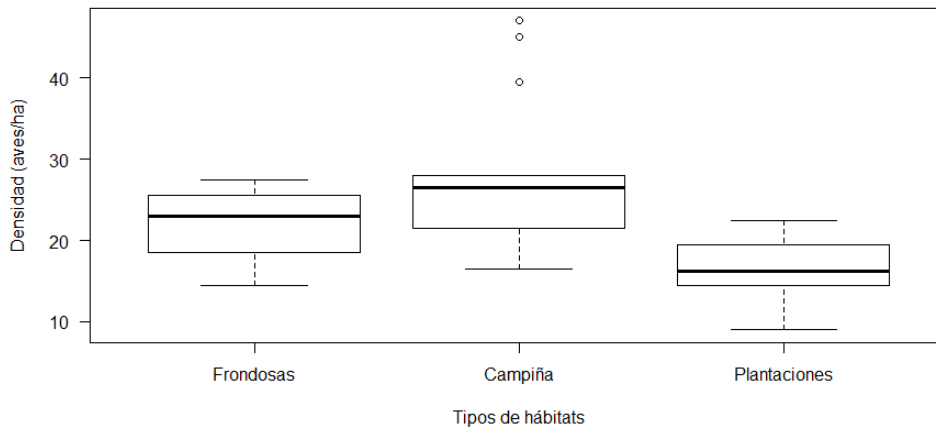


Figura 3. diagrama de cajas de los valores de densidad (aves/ha) en los tres tipos de hábitats estudiados: frondosas autóctonas, campiña y plantaciones forestales.

En este contexto, se puede entender como en las plantaciones forestales encontramos las riquezas tanto taxonómicas como funcionales más bajas de los tres hábitats en cuestión, y es que en este tipo de hábitat encontramos los valores más bajos en densidad de aves (figura 3). Podemos resaltar al hábitat de campiña donde mayores densidades de aves podemos encontrar, aunque este hecho pueda repercutir en la de la equitatividad funcional ($r = -0.39$, $p < 0.05$).

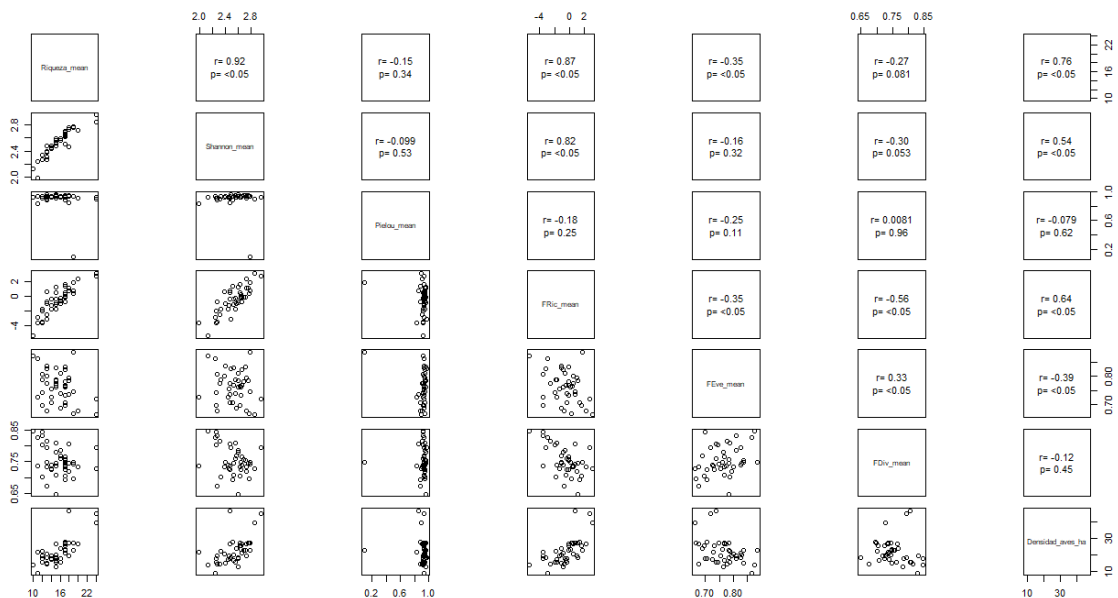


Figura 4. Diagramas de dispersión entre las métricas de diversidad y la densidad de aves (aves/ha). Se pueden observar tanto el coeficiente de correlación (r) como el valor de significancia de la correlación (valor p)

Patrones de distribución de diversidad

En el apartado anterior se han tenido en cuenta los valores medios en cada unidad de hábitat, pero analizando los valores medios en cada itinerario de cada unidad vemos que existen similitudes entre algunos itinerarios que circulaban por frondosas autóctonas, campiñas atlánticas y plantaciones forestales.

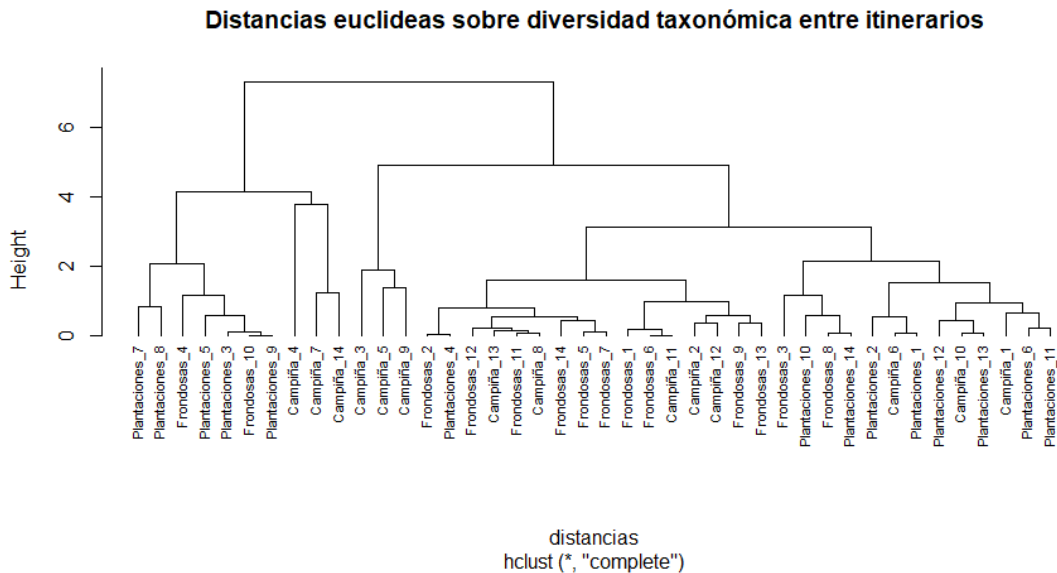


Figura 5. Dendrograma sobre las distancias euclídeas sobre diversidad taxonómica entre itinerarios.

La figura 5 nos muestra el dendrograma para el análisis cluster entre los diferentes componentes de la diversidad taxonómica de cada itinerario. En este caso, observamos dos grupos claramente diferenciados. En el primer grupo vemos similitudes entre itinerarios de campiña y algunas similitudes entre la diversidad de frondosas y plantaciones forestales. En el otro grupo claramente diferenciado vemos que las características de las estructuras de las comunidades de campiña y frondosas se entremezclan entre ellas, existiendo varios itinerarios que comparten similitudes. Vemos que existen varios itinerarios de plantaciones forestales que quedan más lejos del resto en cuanto a similitudes, pero observamos que comparten algunas similitudes con unos pocos itinerarios de campiñas y frondosas autóctonas.

Por otra parte, la figura 6 nos muestra el dendrograma para el análisis cluster entre los diferentes componentes de la diversidad funcional de cada itinerario. Podemos apreciar como existe un clado que diferencia varios itinerarios de plantaciones forestales del resto, donde observamos que se mezclan con dos itinerarios de frondosas autóctonas. En el otro clado más desarrollado podemos observar como un gran número de itinerarios de campiña y frondosas autóctonas están más cerca, compartiendo ciertas similitudes. Vemos que entre todos estos itinerarios se mezclan algunos de plantaciones, donde quedan muy diferenciadas del primer clado que está compuesto precisamente por un gran número de itinerarios de plantaciones forestales.

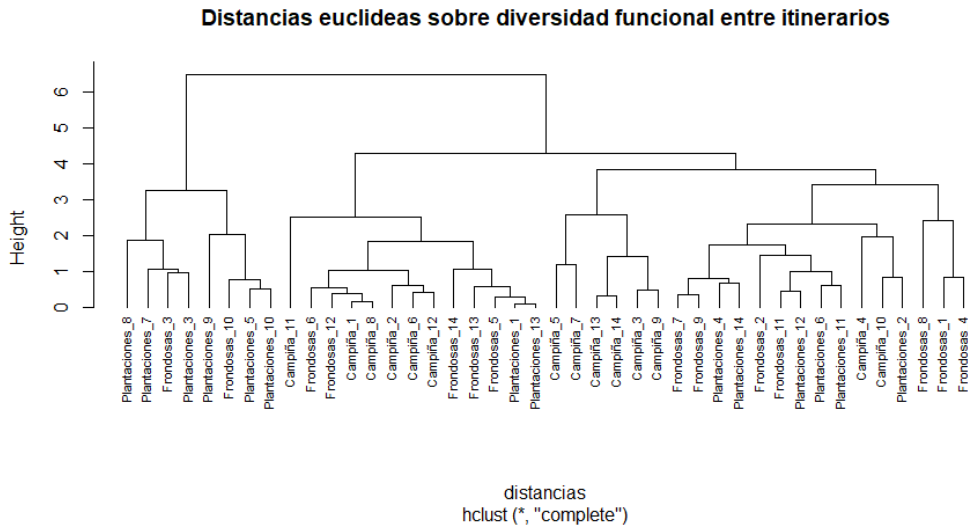


Figura 6. Dendrograma sobre las distancias euclideas sobre diversidad taxonómica entre itinerarios.

Como en este estudio carecemos de variables que describan algunos componentes tanto bióticos como abióticos del medio donde se desarrolla la ornitocenosis de Itsasondo, no es posible realizar patrones de diversidad y detectar los factores que condicionan la diversidad y su distribución. Sin embargo, mediante este análisis de distancias euclídeas queda claro que, por razones ambientales o antrópicas que sería interesante diagnosticar, existen más similitudes entre las estructuras de las comunidades de campiña y frondosas que la diferencia de las estructuras de las plantaciones forestales., tal y como pudimos apreciar en la campaña de invernantes.

En los test ANOVA llevados a cabo para el análisis de la varianza de un factor entre cada métrica de diversidad y los grupos ambientales estudiados, encontramos diferencias significativas entre ellos (tabla 2). Existen diferencias significativas entre la riqueza taxonómica, la diversidad taxonómica, la riqueza funcional y la diversidad funcional.

Tabla 2. ANOVA un factor para determinar diferencias significativas para cada métrica de diversidad en cada tipo de hábitat (3 categorías: frondosas, campiña y plantaciones). Las métricas en asterisco se han tratado con el test Krusal-Wallis por falta de normalidad.

Indice de diversidad	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Chi-squared	P value
Riqueza taxonómica	2	-	-	-	15.231	0.0004928*
Equitatividad taxonómica	2	0.06111	0.030555	18.561	-	0.1698
Diversidad taxonómica*	2	-	-	-	11.847	0.002676*
Riqueza funcional*	2	-	-	-	21.793	1.85E-02*
Equitatividad funcional*	2	-	-	-	23.987	0.3014
Diversidad funcional*	2	944.94	472.47	12.188	60.854	7.729e-05*

En los test post hoc encontramos que la variabilidad de la riqueza taxonómica era significativa entre las plantaciones forestales y campiña ($p < 0.05$) y entre las plantaciones forestales y frondosas autóctonas ($p < 0.05$). La variabilidad de la diversidad taxonómica entre plantaciones forestales y campiña ($P < 0.05$) y plantaciones forestales y frondosas autóctonas fué

significativa ($P < 0.05$). En cuanto a la variabilidad de la riqueza funcional, se encontraron diferencias significativas entre los hábitats de frondosas y campiña ($P < 0.05$), entre las plantaciones forestales y campiña ($P < 0.05$) y entre las plantaciones forestales y las frondosas autóctonas ($P < 0.05$). Por último, se encontraron diferencias significativas entre los hábitats de campiña y frondosas autóctonas ($P < 0.05$), y entre las plantaciones forestales y los hábitats de campiña ($P < 0.05$) en lo que a la variabilidad de la densidad en cada grupo.

Abundancia y preferencia de hábitats

Como podemos observar en la tabla 3, de todas las especies detectadas en los muestreos sistemáticos, cabe destacar que el pinzón vulgar, el reyezuelo listado, el petirrojo europeo o el chochín común muestran los valores más altos en cuanto al Índice Kilométrico de Abundancia (IKA), frecuencia de aparición (FA) y densidad (d). En el caso del petirrojo, los valores más altos se obtuvieron en frondosas autóctonas (IKA= 11.42, FA= 10.45%, d= 22.85 aves/10ha), mientras que los más bajos se encontraron en plantaciones, salvo la frecuencia de aparición (IKA= 8.92, FA= 10.82%, d= 17.85 aves/10ha). En el caso del chochín y del reyezuelo listado, vemos que los valores más altos se consiguieron en plantaciones forestales (IKA= 10.35, FA= 12.55%, d= 20.71 aves/10ha; IKA= 14.64, FA= 17.74%, d= 29.28 aves/10ha), y los más bajos en campiña (IKA= 7.14, FA= 5.08%, d= 14.28 aves/10ha; IKA= 4.82, FA= 3.43%, d= 9.64 aves/10ha). Mientras que, en el caso del pinzón vulgar, los valores más altos se consiguieron en campiñas (IKA= 11.42, FA= 8.13%, d= 22.85 aves/10ha), y los más bajos en plantaciones forestales, salvo la frecuencia de aparición (IKA= 7.67, FA= 9.30%, d= 15.35 aves/10ha).

Existen varios casos de aves comunes donde los valores de IKA, FA y densidad son más altos en los hábitats de frondosas autóctonas y más bajos en las plantaciones forestales, existiendo cierta diferencia en su rango de valores. Algunos ejemplos son el agateador europeo, arrendajo europeo, herrerillo común, pico picapinos, paloma torcaz, pinzón vulgar, petirrojo europeo, mito europeo o el trepador azul, por ejemplo, que muestran una preferencia hacia los hábitats de frondosas. Sin embargo, especies como el reyezuelo listado, chochín común o el herrerillo capuchino muestran una tendencia positiva hacia las plantaciones forestales. Algunas especies como la bisbita arboreo, curruca capirotada, tarabilla europea, colirrojo tizón, verdicillo, golondrina común o vencejo común, por ejemplo, muestran preferencias hacia hábitats de campiña.

Algunos ejemplos de especies con $IKA > 1$ y que muestran una amplitud de hábitat (AH) más baja son el vencejo común (AH=1.08), el pico picapinos (AH=1.21), buitre leonado (AH=1.06), golondrina común (AH=1.04), arrendajo (AH=1.17), lavandera blanca (AH=1.05), o el zorzal charlo (AH=1.12), entre otros. Se trata de algunas especies que son más estenóticas en cuanto a la preferencia de ocupar distintos hábitats. El carbonero palustre, que es un ave frecuente y bien distribuida, muestra una clara preferencia sobre los hábitats de frondosas, reduciendo su valor de AH. Unos ejemplos de especies con $IKA > 1$ y que muestran una amplitud de hábitat (AH) más alta son el petirrojo europeo (AH=1.96), el mirlo común (AH=1.67) o el chochín común (AH=1.86).

Tabla 3. Valores de Índice Kilométrico de abundancia (IKA), frecuencia de aparición (%) y densidad (Aves/10 ha) para cada especie en cada tipo de hábitat.

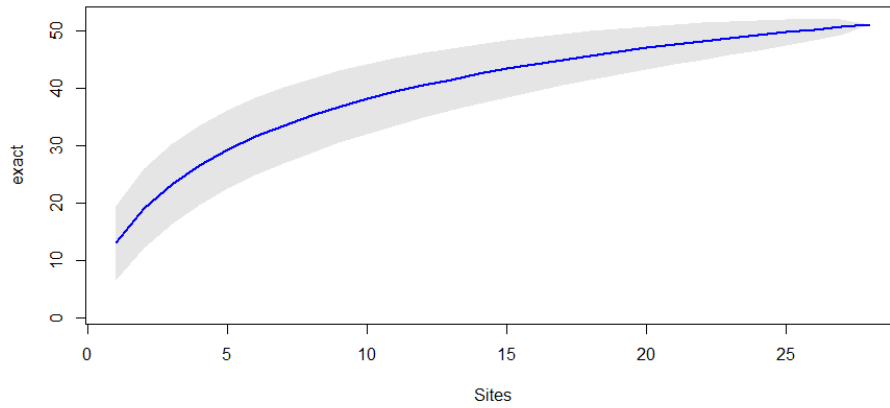
Especies	IKA			Frecuencia de aparición (%)			Densidad (Aves/10 ha)			Amplitud de hábitat
	Frondosas autóctonas	Campaña	Plantaciones forestales	Frondosas autóctonas	Campaña	Plantaciones forestales	Frondosas autóctonas	Campaña	Plantaciones forestales	
Acentor común	0	0.892857143	0.714285714	0	0.635324015	0.865800866	0	1.785714286	1.428571429	1.076009118
Agateador europeo	6.25	1.607142857	3.392857143	5.718954248	1.143583227	4.112554113	12.5	3.214285714	6.785714286	1.413413474
Anade real	0	0.178571429	0	0	0.127064803	0	0	0.357142857	0	1.008508968
Arrendajo europeo	3.214285714	0.892857143	0.357142857	2.941176471	0.635324015	0.432900433	6.428571429	1.785714286	0.714285714	1.172826263
Avión roquero	0	0.357142857	0	0	0.254129606	0	0	0.714285714	0	1.015300319
Bisbita arboreo	0	0.892857143	0	0	0.635324015	0	0	1.785714286	0	1.032661768
Buitre leonado	0	2.142857143	0	0	1.524777637	0	0	4.285714286	0	1.065864655
Busardo ratonero	0.714285714	0.714285714	0	0.653594771	0.508259212	0	1.428571429	1.428571429	0	1.061544151
Camachuelo común	0.714285714	1.607142857	1.071428571	0.653594771	1.143583227	1.298701299	1.428571429	3.214285714	2.142857143	1.150758609
Carbonero común	3.571428571	7.142857143	2.142857143	3.267973856	5.082592122	2.597402597	7.142857143	14.28571429	4.285714286	1.430534034
Carbonero garrapinos	2.678571429	0.535714286	4.464285714	2.450980392	0.381194409	5.411255411	5.357142857	1.071428571	8.928571429	1.309911569
Carbonero palustre	3.214285714	0.535714286	1.25	2.941176471	0.381194409	1.515151515	6.428571429	1.071428571	2.5	1.207349146
Chochín común	9.464285714	7.142857143	10.35714286	8.660130719	5.082592122	12.55411255	18.92857143	14.28571429	20.71428571	1.866017009
Colirrojo tizón	0	4.464285714	0	0	3.176620076	0	0	8.928571429	0	1.115801322
Corneja común	0.178571429	5	0.357142857	0.163398693	3.557814485	0.432900433	0.357142857	10	0.714285714	1.165015792
Cuco común	0	0.357142857	0	0	0.254129606	0	0	0.714285714	0	1.015300319
Cuervo grande	0	0.178571429	0	0	0.127064803	0	0	0.357142857	0	1.008508968
Curruca capirotada	6.607142857	11.25	5	6.045751634	8.005082592	6.060606061	13.21428571	22.5	10	1.718873302
Estornino negro	0	0.178571429	0	0	0.127064803	0	0	0.357142857	0	1.008508968
Golondrina común	0	1.428571429	0	0	1.016518424	0	0	2.857142857	0	1.047750895
Gorrión común	0	11.60714286	0	0	8.259212198	0	0	23.21428571	0	1.22871833
Herrerillo capuchino	2.857142857	1.071428571	5	2.614379085	0.762388818	6.060606061	5.714285714	2.142857143	10	1.353034718
Herrerillo común	8.928571429	4.821428571	2.5	8.169934641	3.430749682	3.03030303	17.85714286	9.642857143	5	1.531559033
Jilguero	0	12.14285714	0.535714286	0	8.640406607	0.649350649	0	24.28571429	1.071428571	1.276710561
Lavandera blanca	0	1.607142857	0	0	1.143583227	0	0	3.214285714	0	1.052459334
Lavandera boyera	0	0.178571429	0	0	0.127064803	0	0	0.357142857	0	1.008508968
Lavandera cascadeña	0	1.25	0	0	0.889453621	0	0	2.5	0	1.042897429
Milano negro	0	1.071428571	0	0	0.762388818	0	0	2.142857143	0	1.037877386
Milano real	0	0.178571429	0	0	0.127064803	0	0	0.357142857	0	1.008508968
Mirlo común	5	13.92857143	3.928571429	4.575163399	9.911054638	4.761904762	10	27.85714286	7.857142857	1.673965558
Mito	2.857142857	0.892857143	1.25	2.614379085	0.635324015	1.515151515	5.714285714	1.785714286	2.5	1.210327585
Mosquitero común	0.357142857	0.357142857	0.535714286	0.326797386	0.254129606	0.649350649	0.714285714	0.714285714	1.071428571	1.068864063
Mosquitero ibérico	0.714285714	1.428571429	1.607142857	1.016518424	1.948051948	1.948051948	1.428571429	2.857142857	3.214285714	1.169113135
Papamoscas gris	0	0.178571429	0.535714286	0	0.127064803	0.649350649	0	0.357142857	1.071428571	1.04204013
Paloma torcaz	1.607142857	0.178571429	0.535714286	1.470588235	0.127064803	0.649350649	3.214285714	0.357142857	1.071428571	1.108748653
Petirrojo europeo	11.42857143	10.71428571	8.928571429	10.45751634	7.623888183	10.82251082	22.85714286	21.42857143	17.85714286	1.960085362
Picamaderos negro	0.178571429	0.178571429	0	0.163398693	0.127064803	0	0.357142857	0.357142857	0	1.019138668
Pico menor	0.357142857	0	0	0.326797386	0	0	0.714285714	0	0	1.018880552
Pico picapinos	2.321428571	1.607142857	1.25	2.124183007	1.143583227	1.515151515	4.642857143	3.214285714	2.5	1.217047914
Pinzón vulgar	8.392857143	11.42857143	7.678571429	7.679738562	8.132147395	9.307359307	16.78571429	22.85714286	15.35714286	1.862950091
Pito real	0.357142857	1.25	0	0.326797386	0.889453621	0	0	0.714285714	2.5	1.062587909
Reyezuelo listado	13.21428571	4.821428571	14.64285714	12.09150327	3.430749682	17.74891775	26.42857143	9.642857143	29.28571429	1.969939675
Tarabilla europea	0	0.714285714	0	0	0.508259212	0	0	1.428571429	0	1.027209514
Torcecuello euroasiático	0	0.178571429	0	0	0.127064803	0	0	0.357142857	0	1.008508968
Trepador azul	8.928571429	1.428571429	1.428571429	8.169934641	1.016518424	1.731601732	17.85714286	2.857142857	2.857142857	1.379215522
Urraca	0	0.357142857	0	0	0.254129606	0	0	0.714285714	0	1.015300319
Vencejo común	0	2.857142857	0	0	2.033036849	0	0	5.714285714	0	1.082420554
Verdecillo	0	3.75	0.178571429	2.668308664	0.216450216	0	0	7.5	0.357142857	1.116249038
Verderón	0.178571429	0.357142857	0	0.163398693	0.254129606	0	0.357142857	0.714285714	0	1.0260016
Zarcero polígota	0	0.357142857	0	0	0.254129606	0	0	0.714285714	0	1.015300319
Zorzal charlo	1.607142857	0.535714286	0.535714286	1.470588235	0.381194409	0.649350649	3.214285714	1.071428571	1.071428571	1.122984792
Zorzal común	3.392857143	1.607142857	2.321428571	3.104575163	1.143583227	2.813852814	6.785714286	3.214285714	4.642857143	1.296154066

APÉNDICES

Apendice 1. Los rasgos y sus categorías biológicas que describen las características funcionales de los taxones vertebrados utilizados en este trabajo.

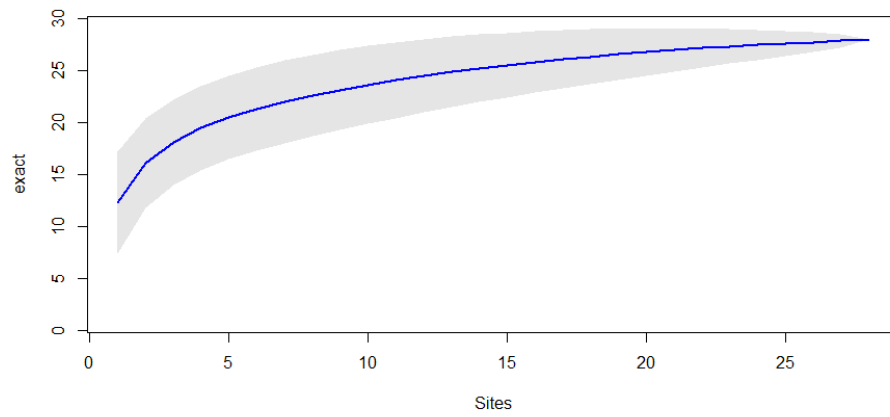
- (1) Mean length of the bill, unsexed (mm): >5-10; >10-20; >20-30; >30-50; >50-80; >80.
- (2) Mean weight in breeding season, unsexed (gr): 5-15; >15-30; >30-50; >50-100; >100-200; >200-500; >500-1000; >1000.
- (3) Mean clutch size (number of eggs) : 1-2; >2-5; >5-8; >8.
- (4) Mean number of broods per breeding season: 1; 2; 3.
- (5) Nest type: Hole; open-arboreal; closed-arboreal; ground close.
- (6) Age of first breeding (years): 1; 2; 3-5; >5.
- (7) Life span (years): 5-10; >10-5; >15-25; >25.
- (8) Defence of a territory: 1: yes; 0: no.
- (9) Sedentary: 1: yes; 0: no.
- (10) Facultative migrant: 1: yes; 0: no.
- (11) Short distance migrant: 1: yes; 0: no.
- (12) Long distance migrant: 1: yes; 0: no.
- (13) Species occupies deciduous forest in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (14) Species occupies coniferous forest in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (15) Species occupies woodland, i.e. habitat with disperse vegetation, edge of forest, etc. with presence of full-grown trees in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (16) Species occupies shrub. i.e. habitat with disperse vegetation, bush, shrub, scrub, etc. without presence of full-grown trees in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (17) Species occupies grassland (lowland meadows and fields) in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (18) Species occupies mountain meadows in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (19) Species occupies static and flowing freshwaters in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (20) Species occupies rocks (stony habitats, cliffs, crags etc.) in breeding area: 1: yes; 0: no.
- (21) Species occupies human settlements in breeding area: 1: yes; 0:
- (22) Diet throughout the year: At least 10% of diet composed by grass, leaves or small plants; fruits; grains; arthropods; other invertebrates excepting arthropods; fish; other vertebrates excepting fish; carrion; similar amount of plants and animals (omnivore): 1: yes; 0: no.
- (23) Diet throughout the breeding season: At least 10% of diet composed by grass, leaves or small plants; fruits; grains; arthropods; other invertebrates excepting arthropods; fish; other vertebrates excepting fish; carrion; similar amount of plants and animals (omnivore): 1: yes; 0: no.

Curva de acumulación en campiña



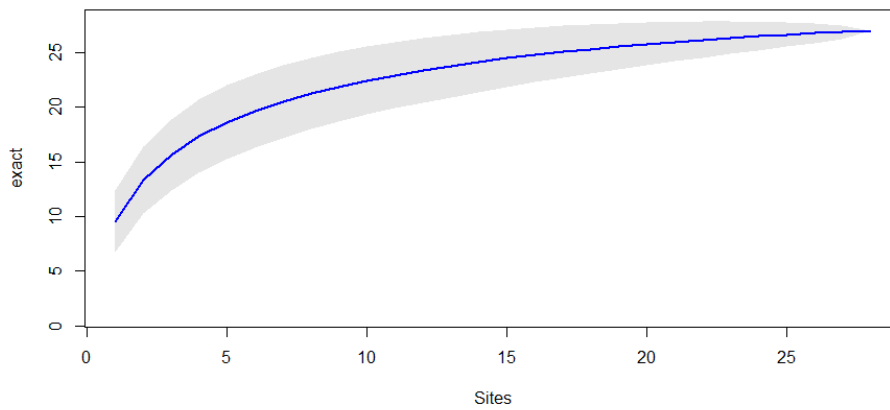
Apéndice 1. Curva de acumulación de especies en los hábitats de campiñas atlánticas.

Curva de acumulación en frondosas autóctonas



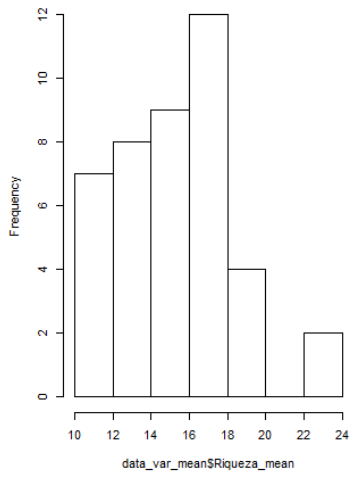
Apéndice 2. Curva de acumulación de especies en los hábitats de campiña.

Curva de acumulación en plantaciones forestales

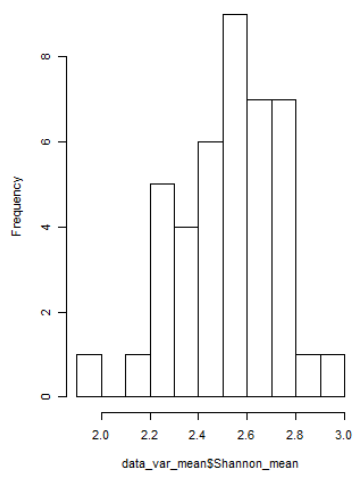


Apéndice 3. Curva de acumulación de especies en los hábitats de plantaciones forestales.

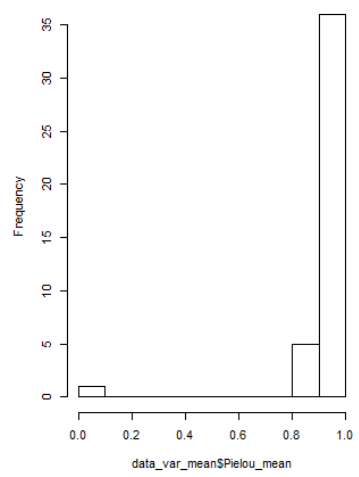
Histogram of data_var_mean\$Riqueza_mean



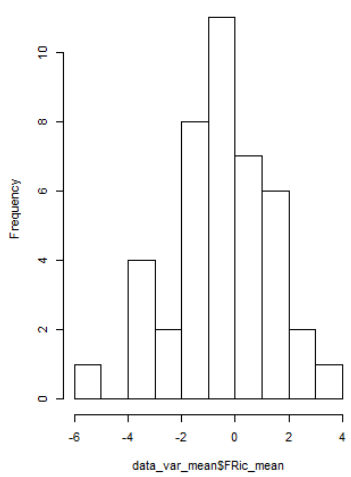
Histogram of data_var_mean\$Shannon_mean



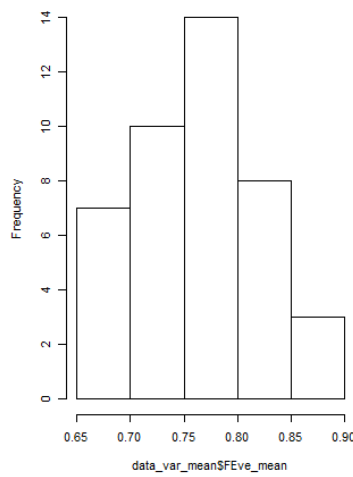
Histogram of data_var_mean\$Pielou_mean



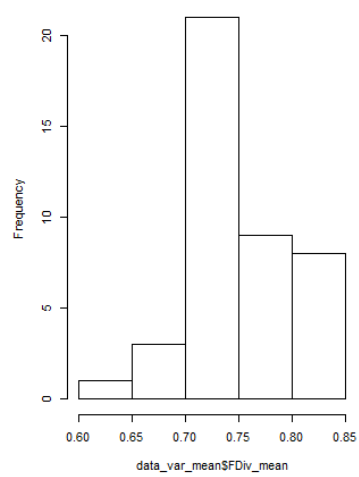
Histogram of data_var_mean\$FRic_mean



Histogram of data_var_mean\$FEve_mean



Histogram of data_var_mean\$FDiv_mean



INVENTARIO DE ESPECIES EN ITSASONDO					
ID	Nombre vulgar	Nombre científico	Campaña invernantes	Campaña nidificantes	Espontáneo
1	Cormorán grande	<i>Phalacrocorax carbo</i>			x
2	Garza real	<i>Ardea cinerea</i>	x		x
3	Buitre leonado	<i>Gyps fulvus</i>		x	x
4	Milano real	<i>Milvus milvus</i>	x	x	x
5	Milano negro	<i>Milvus migrans</i>		x	x
6	Busardo ratonero	<i>Buteo buteo</i>	x	x	x
7	Gavilán común	<i>Accipiter nisus</i>	x		x
8	Cernícalo vulgar	<i>Falco tinnunculus</i>			x
9	Agachadiza común	<i>Gallinago gallinago</i>			x
10	Paloma bravía	<i>Columba livia</i>			x
11	Paloma torcaz	<i>Columba palumbus</i>	x	x	
12	Cuco	<i>Cuculus canorus</i>		x	x
13	Vencejo común	<i>Apus apus</i>		x	
14	Martín pescador	<i>Alcedo atthis</i>			x
15	Picamaderos negro	<i>Dryocopus martius</i>	x	x	x
16	Pito real	<i>Picus viridis</i>	x	x	
17	Pico picapinos	<i>Dendrocopos major</i>	x	x	x
18	Pico menor	<i>Dendrocopos minor</i>	x	x	
19	Torcecuello euroasiático	<i>Jynx torquilla</i>		x	
20	Avión roquero	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>		x	x
21	Golondrina común	<i>Hirundo rústica</i>		x	
22	Bisbita pratense	<i>Anthus pratensis</i>	x		
23	Bisbita arboreo	<i>Anthus trivialis</i>		x	
24	Lavandera blanca	<i>Motacilla alba</i>	x	x	
25	Lavandera boyera	<i>Motacilla flava</i>	x	x	
26	Lavandera cascadeña	<i>Motacilla cinerea</i>	x	x	
27	Chochín común	<i>Troglodytes troglodytes</i>	x	x	
28	Mirlo acuático	<i>Cinclus cinclus</i>	x		x
29	Acentor común	<i>Prunella modularis</i>	x	x	
30	Petirrojo europeo	<i>Erithacus rubecula</i>	x	x	
31	Colirrojo tizón	<i>Phoenicurus ochuros</i>	x	x	
32	Tarabilla europea	<i>Saxicola rubicola</i>		x	
33	Zorzal común	<i>Turdus philomelos</i>	x	x	
34	Zorzal chralo	<i>Turdus viscivorus</i>	x	x	
35	Mirlo común	<i>Turdus merula</i>	x	x	
36	Curruca capirota	<i>Sylvia atricapilla</i>	x	x	
37	Curruca zarcera	<i>Sylvia communis</i>			x
38	Ruiseñor bastardo	<i>Cettia cetti</i>			x
39	Zarcero polígota	<i>Hippolais poligota</i>		x	
40	Mosquitero ibérico	<i>Phylloscopus ibericus</i>		x	
41	Mosquitero común	<i>Phylloscopus collybita</i>	x	x	
42	Reyezuelo listado	<i>Regulus ignicapilla</i>	x	x	
43	Papamoscas gris	<i>Muscicapa striata</i>		x	
44	Carbonero común	<i>Parus major</i>	x	x	
45	Carbonero garrapinos	<i>Periparus ater</i>	x	x	
46	Herrerillo común	<i>Cyanistes caeruleus</i>	x	x	
47	Herrerillo capuchino	<i>Lophophanes cristatus</i>	x	x	
48	Carbonero palustre	<i>Poecile palustris</i>	x	x	
49	Mito europeo	<i>Aegithalos caudatus</i>	x	x	x
50	Trepador azul	<i>Sitta europaea</i>	x	x	
51	Agateador europeo	<i>Certhia brachydactyla</i>	x	x	
52	Urraca común	<i>Pica pica</i>	x	x	
53	Arrendajo euroasiático	<i>Garrulus glandarius</i>	x	x	
54	Corneja común	<i>Corvus corone</i>	x	x	
55	Cuervo grande	<i>Corvus corax</i>		x	
56	Estornino negro	<i>Sturnus unicolor</i>	x	x	
57	Gorrión común	<i>Passer domesticus</i>	x	x	
58	Pinzón vulgar	<i>Fringilla coelebs</i>	x	x	
59	Pinzón real	<i>Fringilla montifringilla</i>	x		
60	Jilguero europeo	<i>Carduelis carduelis</i>	x	x	
61	Verderón común	<i>Carduelis chloris</i>		x	
62	Jilguero lúgano	<i>Carduelis spinus</i>	x		
63	Serín verdicillo	<i>Serinus serinus</i>		x	
64	Camachuelo común	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	x	x	

Ilustración 2. Inventario de las especies detectadas durante la campaña 18-19

DISCUSIÓN

Existe mucha literatura de trabajos centrados en medir la diversidad taxonómica como indicador para predecir la respuesta de las comunidades ante las variaciones del hábitat. Sin embargo, la utilización de la riqueza y la equitatividad taxonómica como medida de la diversidad biótica no tiene poder de explicación en el efecto que ejerce la biodiversidad sobre el funcionamiento de los ecosistemas (Hooper et al., 2006), ya que las especies que aparecen pueden mostrar una mayor o menor redundancia de características bióticas y funciones que desarrollan en los ecosistemas. Los procesos a nivel ecosistémico se ven afectados por las características funcionales de los organismos involucrados, relegando a un segundo plano la relevancia de la identidad taxonómica (Odum, 1969; Pugh, 1980; Grime, 1988). De hecho, las especies taxonómicamente relacionadas no siempre responden al estrés ambiental de la misma manera, ya que no comparten totalmente las mismas características ecológicas (Chevenet et al., 1994). Por otro lado, algunos organismos filogenéticamente diferentes pueden llegar a adquirir rasgos ecológicos similares a través de la convergencia evolutiva, por lo que pueden presentar una alta similitud funcional (Usseglio-Polatera et al., 2000; Doledecy Stazner, 1994).

Entre las campañas de invernantes y reproductoras, vimos que se ha mantenido un cierto patrón entre la diversidad taxonómica. Acorde con otros trabajos, estos resultados muestran lo que ya se ha demostrado anteriormente.

Una de las principales características de las campiñas atlánticas es que poseen una gran diversidad de nichos diferentes, y esta peculiaridad atrae a un gran número de aves en busca de refugio y alimento. Por ese motivo encontramos las mayores riquezas y diversidad taxonómica en las campiñas. De todas formas, algunas campiñas destinadas al pastoreo ofrecen grandes extensiones de pastos, sin árboles o arbustos mezclados. Esta disminución en la complejidad estructuras ha hecho que en algunos itinerarios la diversidad de especies no haya correspondido con su potencial, y es por ello que los valores de diversidad taxonómica en las campiñas atlánticas de Itsasondo fluctúen hasta ofrecen una mayor amplitud en comparación con los hábitats de frondosas autóctonas y plantaciones forestales.

En cuanto a los ambientes forestales, existe cierta necesidad de ocupar masas arbóreas autóctonas y seleccionar estas áreas como principales hábitats para la supervivencia. Los cultivos forestales se caracterizan por tener una pobre complejidad estructural y apenas volúmenes de madera muerta, con la intención de obtener árboles sanos y vigorosos. Además, se aplican desbroces y tratamientos fitosanitarios sobre los árboles deseados, disminuyendo de esta manera la diversidad florística que da lugar a un banco de semillas y disminuyendo la cantidad de invertebrados que habitan en estas formaciones. Estudios anteriores han demostrado que las aves encuentran mayores cantidades de refugios y comida en bosques nativos que en monocultivos forestales activamente gestionados utilizando especies foráneas de crecimiento rápido con la intención de obtener madera.

Cabe destacar el potencial que poseen los hayedos y robledales de Itsasondo para atraer y mantener a una riqueza y diversidad taxonómica cercana a las campiñas atlánticas, aun estando inmersos en tempranas etapas de madurez. Estos bosques nativos aún albergan árboles jóvenes, sin apenas ejemplares senescentes, aunque comienzan a mostrar ciertos volúmenes de madera muerta en forma de log, y comienza a desarrollarse un interesante sotobosque. Estas características generan nuevos nichos ecológicos libres para explotar, y atrae a numerosos grupos funcionales, elevando así la riqueza y la diversidad aviar. Debido a la menor amplitud de valores entre itinerarios que encontramos para la diversidad taxonómica en este tipo de hábitat,

concluimos que las frondosas autóctonas en Itsasondo tienen un alto poder para amortiguar los efectos perturbadores provocados por las actividades rurales humanas, y que debe ser de primera necesidad gestionar los bosques nativos de Itsasondo hasta alcanzar estructuras de bosque maduras, con un poder amortiguador mayor si cabe.

Si nos centramos en las estructuras funcionales de las comunidades, podemos observar como la mayor riqueza de rasgos funcionales se encuentra en las campiñas atlánticas. Sin embargo, el aumento de la densidad en este tipo de hábitat está negativamente relacionado con la equitatividad funcional. Este hecho hace que algunas características biológicas que comparten algunas aves que seleccionan las campiñas sean redundantes. La misma situación se ha descrito en los bosques nativos durante la campaña de aves nidificantes. Este fenómeno apenas se apreció en las plantaciones forestales, debido a que la riqueza funcional en este medio fue claramente inferior en comparación a las otras dos unidades. Y aunque observamos una mayor diversidad funcional en la campaña de nidificantes para este medio, no tiene poder para explicar la presencia de un ambiente con mayor calidad ecológica. En este contexto es más importante poseer hábitats más ricos en funciones y en procesos redundantes.

En general, redundancia no supone un problema para la biología de la conservación, sino todo lo contrario. La redundancia permite mantener el funcionamiento de los ecosistemas, una de cuyas principales cualidades es la regulación de los flujos de materia y energía a lo largo del tiempo, ya que las condiciones del medio cambian tanto en el espacio como en el tiempo. La redundancia de la biodiversidad proporciona un seguro ante un medio inexorablemente cambiante. Una especie que es redundante en un momento puede convertirse en clave bajo unas condiciones ambientales diferentes. Esas nuevas condiciones pueden ser perjudiciales para otras especies que antes realizaban funciones similares e incluso podían haber sido dominantes. De forma parecida, una especie dominante en un lugar, y por tanto responsable en gran medida del funcionamiento del ecosistema, puede dejar de serlo en otra localidad próxima. Existen además experimentos que demuestran que tener especies funcionalmente redundantes puede desempeñar un papel importante para garantizar la estabilidad del ecosistema cuando se pierden especies individuales debido a cambios ambientales, como el cambio climático.

En cuanto a la composición de especies, mediante esta campaña de monitorización se ha podido observar como han cambiado las comunidades con el cambio de estación. La composición de especies comunes varió ligeramente. A continuación se describen las fluctuaciones más importantes observadas durante la duración de los muestreos.

Durante la campaña de invierno se observaron elevadas densidades de pinzón vulgar. Fue, sin lugar a dudas, el ave más frecuente y abundante de Itsasondo durante esta campaña. Sin embargo, lo más llamativo fue la ausencia de especies invernantes. En general se desarrolló un invierno sin borrascas frías en Centro-Europa hasta el invierno tardío, con lo que algunas de las especies invernantes frecuentes en la CAPV no llegaron en abundancias esperadas. Especies como el pinzón real y el jilguero lúgano se dejaron ver. Sin embargo, no se detectó ningún ejemplar de zorzal alirrojo, y especies como el picogordo que durante el invierno de 17-18 protagonizó una irrupción invernal masiva tampoco se detectó.

Durante la campaña de aves nidificantes se detectaron varias parejas reproductoras de colirrojo tizón, especie que apenas fue detectado durante el invierno. También hicieron acto de presencia las tarabillas europeas en los argomales de Murumendi, tampoco vistas durante el invierno. Estas dos especies realizan movimientos parciales durante el invierno, que los lleva a escoger nuevos territorios de invernada. Currucas capirotadas, acentores comunes,

camachuelos comunes, verderones comunes y serin verdecillos fueron otros ejemplos de aves que apenas se detectaron en invierno pero que fueron relativamente frecuentes durante primavera.

Las campiñas fueron preferentemente los hábitats escogidos por las aves migratorias como asentamiento para la reproducción. Bisbita arboreo, cuco común, torcecuellos euroasiático, papamoscas gris, zarcero polígota, milano negro, mosquitero ibérico, golondrina común o vencejo común fueron los representantes de la comunidad migratoria durante los muestreos sistemáticos. Cabe destacar que la especie transahariana más frecuente fue el mosquitero ibérico, pero el resto se contabilizó en bajas abundancias. De echo, preocupa las pocas parejas reproductoras de golondrina común que se han detectado.

Es preocupante también el echo de que no se haya observado ningún alcaudón dorsirrojo. Tenemos constancia del acusado declive de esta especie en la CAPV, pero otras especies de campiña como los escribanos soteños o cerillos tampoco se han llegado a observar. En parecida situación se encuentran algunas aves de roquedo. Es el caso de los roqueros rojo y solitario, treparriscos, acentores alpinos y gorriones alpinos. Estas tres últimas especies aparecen durante el invierno en la CAPV, realizando migraciones altitudinales en busca de condiciones más favorables para sobrevivir el invierno. Itsasondo posee hábitats adecuados para su selección invernal, pero que por razones que se desconocen su presencia se encuentra limitada. Algunas recientes investigaciones sugieren un declive generalizado de las comunidades alpinas.

Los pícidos fueron protagonistas. Fue posible detectar la presencia de tres ejemplares de picamaderos negro sin evidencias reproductivas. Esta especie está catalogada como “rara” en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas, pero desde hace unos años se está registrando una considerable expansión en el territorio. Además, sus poblaciones se están consolidando y aumentando de manera contundente en la CAPV. Otra especie frecuente pero poco abundante que se detectó fue el pico menor. El pico picapinos y el pito real fueron los pícidos más abundantes, mientras que en primavera llegó el torcecuellos euroasiático. En resumen, de los siete pícidos conocidos en la Península Ibérica, podemos encontrar cinco de ellos en Itsasondo.

Las rapaces consituyen un grupo funcional poco abundante debido a su ubicación en lo alto de la pirámide trófica. Algunas especies han aumentado sus poblaciones favorecidos por su carácter carroñero y debido a la presencia de vertederos orgánicos. La especie más frecuente de Itsasondo fue el busardo ratonero seguido del milano real, dos aves de presa comunes en la CAPV. Se detectó también la presencia de gavián común, cernícalo vulgar, milano negro y buitre leonado. Algunas especies que no se detectaron pueden campear de forma intermitente, como es el caso del águila calzada, águila culebrera o halcón abejero, durante la migración, dispersión juvenil o durante la reproducción.

CONCLUSIONES

- 1- Estudiar las tendencias poblacionales y las estructuras taxonómicas y funcionales de las comunidades ornitológicas sigue siendo una tarea pendiente en la CAPV. Algunos proyectos como el Atlas de Aves Nidificantes de la CAPV, o la plataforma ornitho.eus se crearon para recopilar datos sobre la distribución de las especies y de sus abundancias. Aun así, aparte de las estaciones de esfuerzo constante EMAN que tiene en marcha la

Sociedad de Ciencias Aranzadi, hacen falta más estaciones de monitorización para estudiar otros tipos de hábitat en una mayor superficie territorial.

- 2- Cabe destacar que mediante este estudio no es posible garantizar que las estructuras de las comunidades sean las correctas para los tipos de hábitats que se han analizado. Es necesario recopilar una serie temporal de datos y continuar explorando los cambios que las comunidades ornitológicas continúan sufriendo debido a las perturbaciones humanas y el cambio climático.
- 3- Las estructuras funcionales deben suponer la base para tomar decisiones a nivel territorial. Los hábitats deben ser gestionados con la intención de aumentar la oferta funcional y de nichos ecológicos presentes de cara a mitigar los efectos del calentamiento global. Las campiñas y los bosques nativos de Itsasondo tienen potencial para ello.
- 4- Algunos hábitats de Itsasondo y las prácticas de su gestión deben ser revisadas para mejorar su calidad ecológica, con la intención de que vuelvan a ser habitadas por especies que están desapareciendo o que sus poblaciones se han visto reducidas.

BIBLIOGRAFÍA

- R Development Core Team (2008) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0 (<http://www.R-project.org>).
- Villéger, S., Mason, N.W.H. y Mouillot, D. (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89, 2290-2301.
- Chevenet, F., Dolédec, S. y Chessel, D. (1994) A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology*, 31: 124-140.
- Pielou, E.C. (1966) The Measurement of Diversity in Different Types of Biological Collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13, 131-144.
- Shannon, C. E. y Weaver, W. (1949) *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, IL: University of Illinois Press.
- Usseglio-Polatera, P., Bournard, M., Richoux, P. y Tachet, H. (2000a) Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia*, 422/423: 153-162.
- Dolédec, S. y Statzner, B. (1994) Theoretical habitat templates, species traits and species richness: 548 plant and animal species in the Upper Rhone River and its Floodplain. *Freshwater Biology*, 42: 737-758.
- Hooper, D., Buchmann, N., Degrange, V., Díaz, S. M., Gessner, M. O., Grime, P., Hulot, F., Merillod-Blondin, F., Van Peer, L., Roy, J., Symstad, A., Solan, M. y Spehn, E. M. (2002) Species diversity, functional diversity and ecosystem functioning. *Oxford University Press*, Oxford: 195–281.

- Odum E.P. (1969) The strategy of ecosystem development. *Science, New Series*, vol. 164, No. 3877, 262-70.
- Pugh, G.J.F. (1967) Strategies in fungalecology. *Transactions of the British Mycological Society*, 75, 1-14.
- Grime, P.J. (1988) The CSR model of primary plant strategies – origins, implications and tests. *Plant Evolutionary Biology*, 371-393.