

BASE DE DATOS DE ULTRASONIDOS DE QUIRÓPTEROS DEL PARQUE NATURAL DE IZKI:

ACTIVIDAD DE QUIRÓPTEROS EN MASAS DE AGUA EN LA ZONA DE ESPECIAL CONSERVACIÓN DE IZKI

Urtzi Goiti Ugarte
Dpt. Zoología y Biología Celular Animal
UPV/EHU

INTRODUCCIÓN

La Red Natura 2000 es una red ecológica funcional cuya función es mantener y conservar la biodiversidad en el ámbito de la Unión Europea. Creada y regulada por la Directiva de Hábitats (92/43/CEE) está formada tanto por las Zonas de Especial Conservación (ZEC), los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) así como por las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA), teniendo este último instrumento su origen en la Directiva de Aves (2009/147/CE). El objetivo de esta red funcional es la de conseguir un estado de conservación favorable tanto de los hábitats de interés comunitario (incluidos en el Anexo I de la Directiva de Hábitats) como de las especies consideradas de interés comunitario (Anexo II). Las administraciones competentes en materia de conservación del medio natural deberán por tanto desarrollar Planes de Gestión para cada una de las ZEC, implementando medidas específicas que garanticen la conservación y recuperación de los elementos clave que justificaron su designación.

Son muchas y variadas las medidas y acciones que encaminadas a dicho fin se llevan a cabo en las ZEC, pero hasta la fecha son pocas aquellas medidas que han sido monitorizadas y evaluadas por los gestores para poder establecer su validez y efectividad. En ausencia de una fiscalización de dicha eficiencia, estas prácticas presentan el riesgo de convertirse en una tradición sin soporte empírico y con una dudosa funcionalidad. Es por ello que se viene reivindicando una conservación basada en la evidencia (Sutherland *et al.* 2004 y 2017), por lo que al tiempo que se adopta una medida, se debe también investigar su eficacia y los resultados obtenidos deben hacerse públicos. Esto es especialmente importante en el caso de las medidas de conservación, ya que requieren en su mayoría de recursos públicos, que a menudo son limitados.

La diversidad ecológica y comportamental de las diferentes especies de murciélagos los convierte en un indicador fiel del estado de conservación de los espacios naturales. Además, también ofrecen beneficios, los llamados servicios ecosistémicos, como la capacidad de combatir plagas humanas, forestales y de cultivos. Todas las especies de murciélagos se enumeran en el Anexo IV de la Directiva de Hábitats, es decir, los países de la Unión Europea están obligados a implementar medidas de protección estricta, y algunos de ellos también en el Anexo II, a saber, se deben crear para ellas Zonas Especiales de Conservación (ZEC) integradas en la Red Natura 2000. Por lo tanto, en los espacios naturales de la Red Natura 2000 es común adoptar medidas para mejorar el estado de estas especies. Por ejemplo, la Comisión Europea ha alentado a los países miembros a

establecer Marcos de Acción Prioritaria (MAC) para planificar la financiación de las actividades de conservación en la Red Natura 2000. En 2014, el Gobierno español presentó el MAC 2014-2020, presentando medidas de conservación de prioridad en la Red Natura 2000. Muchas de las actuaciones contempladas tienen como objetivo la conservación de los murciélagos, entre las que se encuentran la construcción de humedales en ambientes forestales (página 56, punto 88), la instalación de refugios artificiales (p 57, pt 92), la regulación de uso humano de cuevas (p 72, pt 174), o su cerramiento (p 73, pt 177), entre otras.

Estas medidas están planificadas para mejorar la situación de los hábitats y refugios utilizados por los murciélagos. La creación de charcas y humedales o la mejora de las ya existentes deben mejorar el estado de conservación de las especies forestales ya que pretenden aumentar la cantidad y la accesibilidad de las presas y del agua para los murciélagos. Sin embargo, aún no se ha demostrado que las especies estrictamente forestales se vean favorecidas por estos humedales.

Por último, conocer la eficacia de estas medidas promueve un uso sensato de los recursos públicos, así como la promoción de una percepción positiva del público en general, pues da a entender que el dinero público invertido en la conservación de la naturaleza está bien invertido. Esto es de vital importancia para las especies que tienen mala reputación pero que necesitan protección, como por ejemplo los murciélagos.

En esta línea y dentro de las acciones realizadas en el proyecto LIFE+ PRO Izki bajo el título "*Gestión ecosistémica del marjal de Izki y de los hábitats y especies de interés comunitario con los que se relaciona*" llevado a cabo entre los años 2010-2015 se hallaba la recuperación, adecuación o creación de charcas de agua para favorecer la conservación de varios elementos clave de esta Zona de Especial Conservación (ZEC) tales como la rana ágil (*Rana dalmatina*) o el murciélago de Bechstein (*Myotis bechsteinii*), entre otras. En el caso de los quirópteros este tipo de estructuras son utilizadas tanto para la hidratación (Salvarina, 2016; Vindigni et al., 2009) así como zona de caza (Lookingbill et al., 2010; Salvarina, 2016; Stahlschmidt et al., 2012), siendo utilizadas en particular durante el estio (Amorim et al., 2018; Torrent et al., 2018).

Resulta por tanto esencial conocer el impacto que estas acciones han tenido en la comunidad de murciélagos de Izki para poder estimar su efectividad.

OBJETIVO

Crear una base de datos de ultrasonidos de especies de murciélagos para determinar la presencia y el nivel de actividad de las distintas especies en el uso de diferentes charcas de nueva creación respecto a otras ya existentes en la Zona de Especial Conservación de Izki mediante el uso de grabadoras automáticas de ultrasonidos.

ÁREA DE ESTUDIO

El Parque Natural de Izki (Decreto 64/98, de 31 de marzo) con una superficie de 9.081 ha se trata de una zona de gran relevancia a nivel internacional debido a la extensión y estado de sus formaciones boscosas, que ocupan alrededor del 80% de su superficie, y más concretamente a una de ellas, el tocornal, cuya extensión ronda las 3.600 ha. El tocornal o marojo (*Quercus pyrenaica*) es una especie de roble cuya distribución se restringe al noroeste de la península Ibérica, suroeste de Francia y algunas localidades aisladas de Marruecos (Blanco et al. 1997). Se describe como una especie nemoro-mediterránea de transición (Corcuera et al. 2002), es decir que posee una combinación de estrategias de las especies típicamente mediterráneas (frente a la sequía) y las típicamente eurosiberianas (caducifolidad), lo cual se ve reflejado en su distribución geográfica. La provincia de Alava, se encuentra situada exactamente en la zona de transición bioclimática eurosiberiano-mediterránea y de este modo *Q. pyrenaica* se extiende en una franja que va desde la ladera sur del macizo de Gorbeia hasta Izki al este. Con sus alrededor de 3.600 ha (supone el 48% de las masas arbóreas del Parque), el marojal de Izki es uno de los más importantes de Europa, no solo por su extensión sino por su estado de conservación.

El Parque se encuentra a altitudes relativamente elevadas, entre los 700 y 1.100 m aunque su perfil es por lo general suave y ondulado, con laderas abruptas en los montes calcáreos de La Muela y la Peña del Santo por un lado y la línea formada por el San Justo y el San Cristóbal por otro, donde se registran las cotas más elevadas. Debido a esta altitud, y a pesar de hallarse en la mencionada zona de transición, las temperaturas son templadas (media anual de 11°C) y las precipitaciones superan los 800 mm. El PN de Izki está vertebrado por el río homónimo, cuyo cauce lo forma una gran cubeta silíceo rodeada de las mencionadas cumbres calcáreas. Este río posee una serie de afluentes, en su mayoría

pequeños riachuelos que sufren un importante estiaje. En los límites más meridionales se hallan numerosas lagunas y balsas de riego de tamaño variable.

El extenso tocornal ocupa los suelos arenosos y bien drenados de la mencionada cubeta silíceo. Se trata de un bosque en un buen estado de conservación, formado por ejemplares relativamente maduros de porte tipo fustal, con coberturas arbóreas elevadas y que en extensas zonas rondan el 100%. La presencia del sotobosque es localmente importante, formado por arbustos tales como el espinillo albar (*Crataegus monogyna*), el endrino (*Prunus spinosa*) o el acebo (*Ilex aquifolium*), creando por tanto un bosque diverso. En las zonas calcáreas y húmedas situadas en las cotas más elevadas de la ladera sur del monte Kapildui aparece el hayedo acidófilo (dominado por *Fagus sylvatica*) y donde este ha sido talado predominan los pastos ralos de tipo alpino. Por otro lado, en los lapiazos de la zona este, más secos y con un suelo menos desarrollado, los encinares (*Q. ilex*) y quejigales (*Q. faginea*) se entremezclan con zonas de matorral. La zona de contacto entre el marojal y el hayedo lo constituye una franja en la cual ambas formaciones se entremezclan creando un gradiente de dominancia relativa. Los bosques de ribera cubren extensiones muy pequeñas ya que se distribuyen alineados con los estrechos cursos de agua. Existen por último abedulares, pequeñas plantaciones de coníferas, actualmente naturalizadas, pastizales y cultivos, la mayoría de los cuales se hallan en la gran cubeta silíceo e intercalados con el marojal.

La fauna que habita el Parque es numerosa y básicamente formada por especies de carácter eurosiberiano (Onrubia et al. 2001). Cabe citar la comunidad de pícidos excavadores, representada por cuatro especies: el pito real (*Picus viridis*), el pico picapinos (*Dendrocopos major*), el pico menor (*D. minor*) y una última de especial mención, el pico mediano (*D. medius*), el cual cuenta con una de las poblaciones peninsulares más importantes (Onrubia et al. 2001), y con cuya presencia se reitera el buen estado de conservación del bosque. El pico mediano alcanza sus mayores densidades en el tocornal, con lo cual puede considerarse que la disponibilidad de cavidades arbóreas es elevada, así como en otras formaciones arbóreas del Parque donde las restantes especies de pícidos son más abundantes (Onrubia et al. 2001).

MATERIALES Y MÉTODOS

Medición de la actividad mediante grabadoras automáticas de ultrasonidos

Las grabaciones se realizaron entre el 29 de mayo y el 12 de julio de 2018. Se utilizaron simultáneamente tres grabadoras Pettersson D500X (Pettersson Elektronik S.A.) cada una de ellas en uno de los siguientes hábitats: charca existente, charca nueva y bosque. Los puntos clasificados como “charca existente” corresponden a masas de agua lenta cuya presencia con una lámina de agua continua es anterior al proyecto LIFE+ PRO-Izki llevado a cabo entre los años 2010-2015, pudiéndose datar en muchos casos su presencia al menos a las últimas cinco décadas (Figura 1). Como “charca nueva” se consideraron por tanto aquellas masas de agua estancas creadas o regeneradas en el citado proyecto y en las mencionadas fechas, contaban por tanto con una edad media de 3-4 años en el momento de ser muestreadas. Tanto las charcas nuevas como las ya existentes se hallaban insertas en el marojal o gran parte de su contorno estaba flanqueado por él. Únicamente una de las charcas nuevas (Karrantan) se hallaba en la zona de transición entre marojal y hayedo, con mayor dominio de este último.

En cada punto de muestreo las grabadoras se mantuvieron durante 4-6 noches activándose a diario durante 5 horas entre las 21:30 y las 02:30 horas. Al finalizar ese periodo se rotaba a otros tres puntos manteniendo siempre la combinación simultánea de Charca existente/Charca nueva/Bosque. En total se realizaron 8 réplicas en cada una de las tres categorías de hábitat seleccionadas; en el caso de las charcas algunas se muestrearon en dos ocasiones debido al limitado número de charcas mientras que todos los puntos de bosque fueron diferentes.

En las charcas las grabadoras se colocaron a una altura de 3 metros de cara a cualquier punto de la charca con una lámina de agua libre de vegetación tanto en superficie como en la columna vertical sobre ella que pudiera garantizar la accesibilidad de los murciélagos al agua. En las charcas de mayor tamaño las grabadoras se instalaron en los tramos de borde con cubierta arbórea que llegará hasta el agua para garantizar el registro de especies completamente forestales que preferiblemente acceden al agua bajo estas condiciones. En los puntos de muestreo de bosque las grabadoras fueron asimismo colocadas en el tronco de un árbol a una altura de 3 metros y enfocando el micrófono en perpendicular al tronco hacia cualquier punto cardinal libre de vegetación en los primeros 15-20 metros.

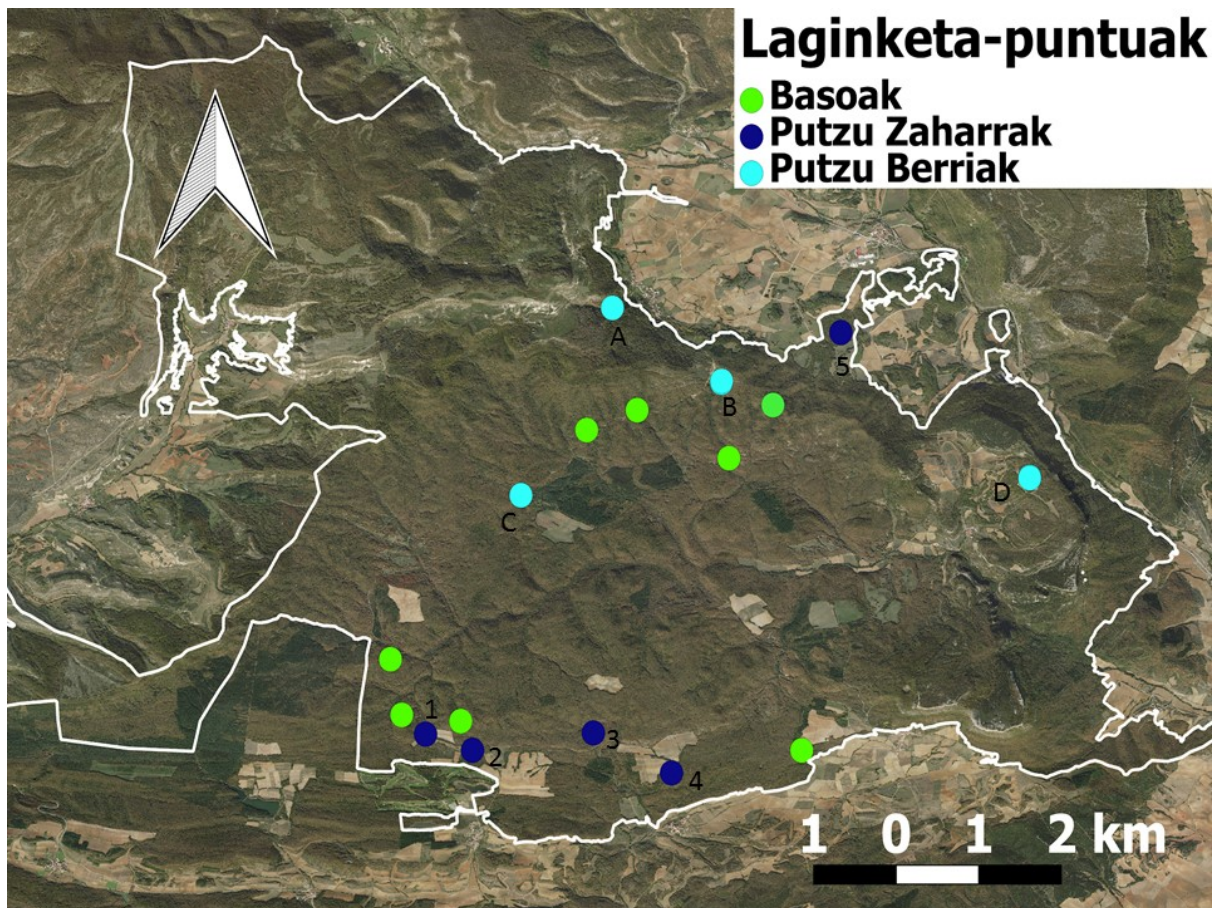


Figura 1. Ubicación y denominación de los puntos de muestreo en la ZEC de Izki. Los números (puntos en azul oscuro) señalan las charcas existentes antes del proyecto LIFE+ PRO Izki: (1) Lurduri; (2) Raso de los Espinos, (3) Fuentehonda; (4) Bardal; (5) Dehesa de Maeztu. Las letras (puntos azul celeste) señalan las charcas nuevas recuperadas dentro del proyecto: (A) Karrantan; (B) Ardanza; (C) Paso Markinez; (D) Zurruzuri. Los demás puntos (verdes) corresponden a los puntos de bosque muestreados.

Estos puntos dentro del bosque se ubicaron a una distancia no inferior a los 500 m de cualquier masa de agua léntica para evitar efecto alguno sobre la actividad de los quirópteros y no se distanciaron en exceso para evitar que el factor geográfico incidiera sobre la actividad debido a un uso diferencial del espacio por parte de los quirópteros. No obstante, el efecto de la ubicación fue medido estadísticamente.

Se utilizaron grabadoras automáticas de ultrasonidos Pettersson D500X (Pettersson Elektronik S.A.). Los parámetros de grabación fueron los siguientes: 300 kHz de *sample rate*, duración de las grabaciones de 3 segundos, filtro activo, autograbación y sensibilidad

del disparador muy altos, ganancias a 70 dB, nivel del *trigger* a 30 y un intervalo mínimo entre grabaciones de 5 segundos.

Análisis de las grabaciones

Previo a la identificación específica de los ultrasonidos contenidos en cada audio se utilizó el programa Kaleidoscope (versión 3.1.4B) para hacer un filtrado y descartar aquellos audios que no correspondieran con un pulso de ecolocación, de este modo se consiguió un cribado y se descartaron audios que correspondían a sonidos de otro origen. Únicamente se analizaron los audios de 3 segundos de duración con al menos dos pulsos de ecolocación comprendidos entre los 9 y los 120 kHz.

Los audios seleccionados se analizaron mediante el software BatSound (versión 4.03; Pettersson Elektroniks S.A.) para determinar la especie a la que correspondían los pulsos contenidos en la grabación. En ciertos casos no fue posible la identificación específica debido a que las características acústicas no permiten la diferenciación (1) entre dos especies de diferentes géneros como es el caso de los siguientes binomios de especies: *Pipistrellus pygmaeus/Miniopterus schreibersii* y *Eptesicus serotinus/Nyctalus leisleri*, o (2) entre especies del mismo género, siendo el caso de los géneros *Myotis* (Lundy et al. 2011) y *Plecotus*. En ambas situaciones se detalla por tanto el nivel de identificación. No obstante se utilizaron las funciones que M. Barataud ha diseñado para la identificación de estas especies que se solapan (Barataud, 2015) y que están disponibles on-line (<https://ecologieacoustique.fr>). Si bien existe controversia entre la fiabilidad de las posibles identificaciones entre algunos de estos binomios, siendo el caso de *P. pygmaeus/M. schreibersii*, en este trabajo hemos creído conveniente desglosar aquellas grabaciones que bajo rigurosa aplicación de las mencionadas funciones aparecían identificadas como una u otra especie, debido a que en las inmediaciones de Izki se halla la mayor colonia de *M. schreibersii* de la CAPV, compuesta por cerca de 1.200 individuos, especie catalogada como Vulnerable en la CAPV. Existe una gran probabilidad de que individuos de esta colonia acudan a beber o cazar a las charcas estudiadas y por tanto resulta de gran interés el recabar la mayor información sobre su actividad dentro del marco del presente estudio.

De este modo para la identificación se tuvo en cuenta por un lado la estructura de los pulsos de ecolocación y observando si presentaban segmentos de frecuencia modulada (FM), frecuencia quasi constante (QCF) o frecuencia constante (CF) y la ubicación de los miembros en los pulsos. Asimismo se midieron los siguientes parámetros para cada uno de los pulsos

analizados (se indica unidad): longitud del pulso (ms), intervalo entre pulsos (ms), frecuencia de máxima energía (kHz), frecuencias de inicio y fin del pulso (kHz) (Barataud, 2015; Brigham et al., 2004; Fenton et al., 2016; Pollak y Casseday, 1989; Russ, 2012).

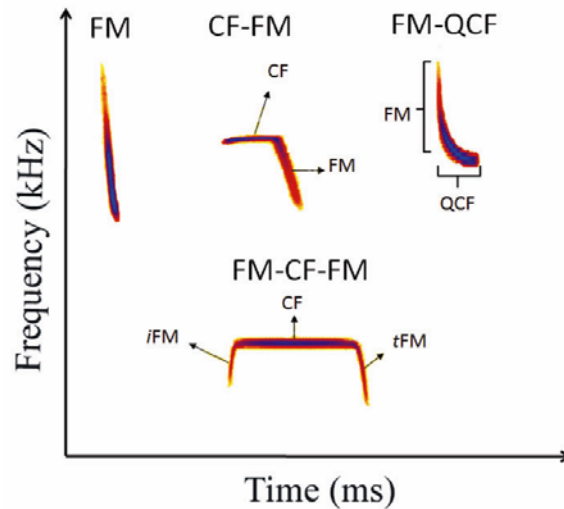


Figura 2. Saguzarren pultsuek izan ditzaketen itxura ezberdinak. FM: frecuencia modulada; iFM: frecuencia modulada inicial; tFM: frecuencia modulada terminal; CF: frecuencia constante; QCF: frecuencia quasi constante. (adaptado de Raghuram et al. 2014).

El nivel de actividad de cada especie de quiróptero se contabilizó a través del número de pases por especie/hábitat/noche. Cada pase corresponde a la presencia de pulsos de ecolocación de una cierta especie en cada uno de las grabaciones de 3 segundos realizadas. En los casos en que se observó la presencia de dos individuos de la misma especie esto se contabilizó como un único pase por audio, mientras que la presencia de dos especies en un mismo audio se contabilizó como un pase para cada una de las especies. Entre los pases de ecolocación también se contabilizaron de manera expresa aquellos que corresponden a la captura o intento de captura de una presa y conocidos con el anglicismo de *feeding buzz* o zumbido de captura identificables por un abrupto cambio tanto en la cadencia de los pulsos como en una repentina bajada de la frecuencia de emisión (Barataud, 2015).

Analisis estadísticos

Para evaluar como afectaron los diferentes hábitats tanto en la actividad general (número de pases/noche) como en la actividad de caza (número de *feeding buzz*) de las especies de murciélagos detectadas utilizamos los análisis multifactoriales conocidos como Modelos Mixtos Lineales Generalizados (*Generalized Linear Mixed Models*, desde ahora GLMM), siguiendo la distribución de Poisson y las funciones logarítmicas. Se crearon modelos diferentes y se eligieron aquellos con un menor valor de Bayes. Se utilizó el programa SPSS Statistics (versión 23.0.0.0) para la ejecución de cualquier análisis estadístico. Como variable de respuesta se utilizaron el número de pases por especie y noche, el número de *feeding buzz* por especie y noche, y el número de especies por noche. Como variable fija se estableció el tipo de hábitat (charca existente, charca nueva o bosque), y como variable libre la fecha y la localización geográfica.

Debido a que el tamaño de las balsas no era regular se utilizó el mismo sistema para estimar la existencia de efecto alguno. En este caso se tomo como variable fija el tamaño de las balsas (pequeñas: <500 m², medianas: 500-2500 m², y grandes: >2500 m²). Obviamente los puntos de bosque no se incluyeron en dicho análisis.

Por último, y como consecuencia de que la presencia de ciertas especies fue reducida, bien porque su detección mediante detectores de ultrasonidos es intrínsecamente baja o porque realmente no son especies abundantes en el área de estudio, no fueron incorporadas en los análisis. Tal fue el caso de las especies de los géneros *Rhinolophus* y *Plecotus*, así como de la especie *Nyctalus lasiopterus*.

RESULTADOS

En total se registraron 21.615 grabaciones de audio en 118 noches de muestreo, en las cuales se contabilizaron 29.553 pases correspondientes a quirópteros y entre las que se observaron 4.536 *feeding buzz*. En cuanto a las diferencias entre tipos de hábitat en el bosque se registraron 1.708 pases, 7.693 en las balsas nuevas y 20.152 en las balsas existentes (Tabla 1). Se detectó la presencia de 8 géneros y al menos 13 especies de quirópteros, dos de la familia Rhinolophidae: *Rhinolophus ferrumequinum* y *Rhinolophus hipposideros*, y 9 especies de la familia Vespertilionidae: *Miniopterus schreibersii*, *Pipistrellus pygmaeus*, *Pipistrellus pipistrellus*, *Pipistrellus kuhlii*, *Myotis myotis*, *Barbastella barbastellus*, *Nyctalus lasiopterus*, *Nyctalus leisleri* y *Eptesicus serotinus*. A este recuento debe incorporarse asimismo al menos una especie del género *Plecotus* (compuesta por dos especies, *Plecotus auritus* y *Plecotus austriacus*), y otra al menos de entre los miembros más pequeños del género *Myotis* sp. (que incluye a *M. alcaethoe*, *M. bechsteinii*, *M. crypticus*, *M. daubentonii* y *M. mystacinus*) debido a que no son identificables entre sí a nivel específico a través del análisis de los pulsos de ecolocación. Del mismo modo se crearon las siguientes categorías compuestas por binomios de especies cuyos pulsos no eran identificables: *P. pygmaeus*/*M. schreibersii* (PM), *E. serotinus*/*N. leisleri* (EN), y *E. serotinus*/*M. myotis* (EM). Por último, el número de pases no identificables fue de 295, debido a que se trataba en su mayoría de pulsos correspondientes a cantos sociales utilizados en la comunicación intraespecífica y cuya identificación no resulta por lo general posible.

Todas las especies mostraron mayor actividad en cualquiera de los dos tipos de charca en comparación al bosque, siendo únicamente *B. barbastellus* y *N. lasiopterus* las que sumaron más pases en el bosque. Entre las anteriores todas las especies o parejas de especies, salvo *M. schreibersii*, fueron más abundantes en las balsas ya existentes que en las de nueva creación. Los géneros *Rhinolophus* y *Plecotus* solamente fueron detectados en las balsas, si bien el número de pases fue demasiado bajo para poder realizar cualquier interpretación.

La especie más abundante fue con diferencia *P. pipistrellus* con un total de 15.620 pases, seguido de *M. schreibersii* (4.823 pases), *N. leisleri* (1.064), *P. pygmaeus* (1.503 pases) y *M. myotis* (1.344) entre las más abundantes. La pareja de especies compuesta por *M. schreibersii*/*P. Pygmaeus* sumó asimismo un gran número de pases (3.505) (Tabla 1B).

Tabla 1. Número total de pases por especie y hábitat. Acrónimos: (A): Nle: *Nyctalus leisleri*; Nla: *Nyctalus lasiopterus*; Bba: *Barbastellus barbastella*; Mmy: *Myotis myotis*; Rfe: *Rhinolophus ferrumequinum*; Rhi: *Rhinolophus hipposideros*; Ppi: *Pipistrellus pipistrellus*; Ppy: *Pipistrellus pygmaeus*; Pku: *Pipistrellus kuhlii*; Msc: *Miniopterus schreibersii*. (B): PM: *P. pygmaeus/M. schreibersii*; PiM: *P. pipistrellus/M. schreibersii*; EN: *Eptesicus serotinus/N. leisleri*; EM: *E. serotinus/M. myotis*; Mysp: *Myotis* sp. pequeños.; Plsp: *Plecotus* sp.; NID: no identificado.

(A)

	Nle	Nla	Bba	Mmy	Rfe	Rhi	Ppi	Ppy	Pku
Bosque	60	66	113	82	0	0	560	145	10
Charca nueva	116	44	49	221	3	5	3.534	280	5
Charca existente	888	49	30	1041	0	12	11.543	1.078	2
Total	1.064	159	192	1.344	3	17	15.620	1.503	1.503

(B)

	Msc	PM	EN	EM	Mysp	Plsp	NID	Total
Bosque	315	208	30	5	10	0	114	1.708
Charca nueva	2.660	483	127	58	32	2	79	7.693
Charca existente	1.987	2.814	167	25	413	3	102	20.152
Total	4.823	3.505	324	88	455	5	295	29.553

Efecto del hábitat

Teniendo en cuenta el total de pases de actividad el hábitat tuvo influencia sobre la actividad relativa ($F = 10,758$; $p < 0,001$) y la actividad de caza ($F = 20,769$; $p < 0,001$) de los quirópteros, así como en el número de especies ($F = 3,812$; $p = 0,025$). La fecha y la situación geográfica también tuvieron efecto sobre la actividad relativa ($Z = 4,253$, $p < 0,001$; $Z = 2,582$, $p = 0,010$) y la actividad de caza ($Z = 3,801$, $p < 0,001$; $Z = 2,466$, $p = 0,014$), pero no sobre el número de especies ($Z = 1,758$; $p = 0,079$).

En general, tal y como se ha mencionado, tanto la actividad total como el número de especies fueron mayores en las charcas ya existentes sobre las de nueva creación, y en estas asimismo también alcanzaron valores más altos que en los puntos de bosque (Fig. 3).

Tomando como referencia la actividad de las charcas existentes, esta fue dos veces superior a la de las charcas nuevas y 4 veces superior a la registrada en el bosque. En cuanto a la actividad de caza, medida a través de la presencia de los *feeding buzz*, en las charcas nuevas esta fue 2 veces inferior a la observada en las charcas existentes, aunque no de manera significativa ($t = -1,670$; $p = 0,098$), y 6 veces menor en los puntos de bosque. En cuanto a la diversidad de especies presente en cada categoría de hábitat la diferencia no fue significativa entre los dos tipos de charcas ($t = -1,412$; $p = 0,161$). Sin embargo, en las grabaciones de bosque solamente se llegó a registrar el 66% de las especies en relación a las charcas existentes.

Teniendo en cuenta que, tal y como se ha mencionado, *P. pipistrellus* fue la especie con mayor número de pases es de suponer que las diferencias y tendencias observadas anteriormente pudieran estar influenciadas por los datos obtenidos para ella. Para comprobarlo, se repitieron los análisis excluyendo a esta especie y los resultados fueron parejos puesto que se observó la influencia del hábitat tanto en la actividad total ($F = 6,366$; $p = 0,002$) como en la de caza ($F = 9,678$; $p < 0,001$), así como el efecto positivo de la fecha ($Z = 4,174$; $p < 0,001$) y de la situación geográfica de los puntos de muestreo ($Z = 2,581$; $p = 0,01$).

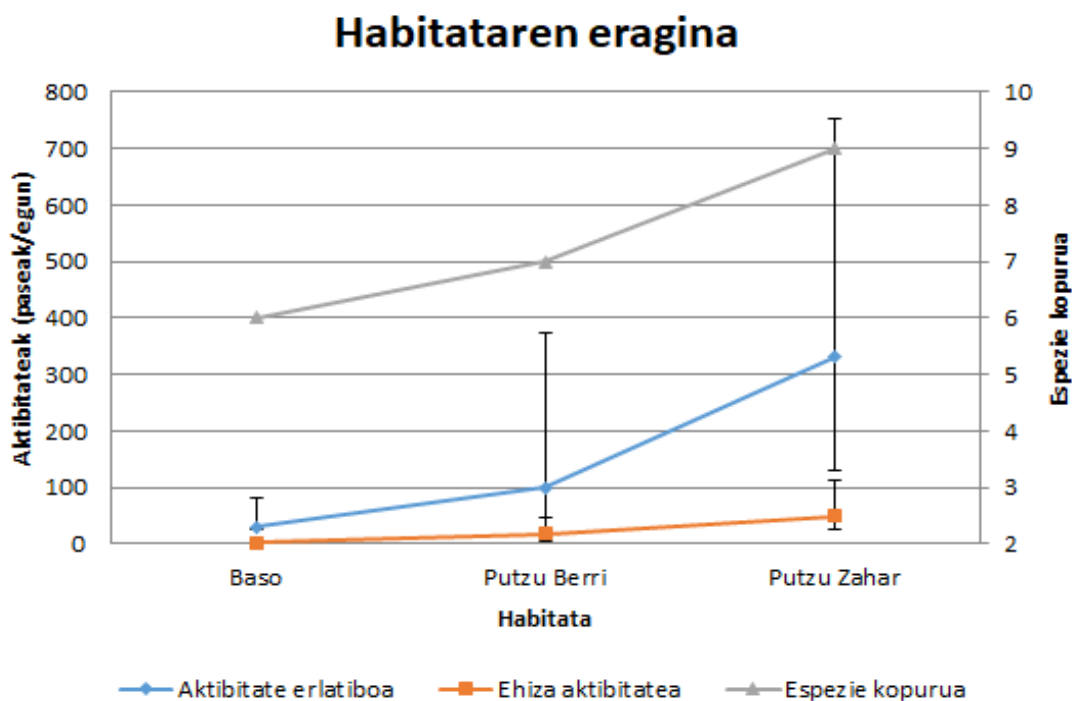


Figura 3. Valores medios y rangos de la actividad total, actividad de caza (nº de *feeding buzz*) y número de especies de murciélagos por hábitat en la ZEC de Izki. La actividad se refiere a nº pases/jornada.

Efecto de la superficie de las charcas

El tamaño de las charcas tuvo influencias tanto sobre la actividad relativa ($F = 100,626$; $p < 0,001$) como sobre la actividad de caza ($F = 4,986$; $p = 0,009$), pero no así sobre el número de especies ($F = 1,147$; $p = 0,323$). Las charcas de mayor tamaño registraron mayor número de pases en valores absolutos en comparación con las charcas medianas (2 veces superior) y las pequeñas (4 veces superior), y en las medianas asimismo fue también mayor que en las de menor tamaño (Fig. 4). La actividad de caza fue asimismo superior en las charcas de mayor tamaño, en las charcas medianas se alcanzaron valores alrededor del 66% sobre las alcanzadas por las grandes, pero las diferencias en la actividad de caza en estas y en las más pequeñas no fueron significativas ($t = -1,728$; $p = 0,088$). La variable fecha sí tuvo efecto significativo para ambos factores de actividad ($Z = 4,239$, $p < 0,001$; $Z = 3,826$, $p < 0,001$), no siendo así en el caso de la ubicación geográfica ($Z = 1,833$, $p = 0,067$; $Z = 1,801$, $p = 0,072$).

En esta ocasión también se repitieron los análisis excluyendo de nuevo los datos de *P. pipistrellus*, observándose de nuevo el influjo del tamaño de las charcas en la actividad relativa ($F = 32,496$; $p < 0,001$) y en la actividad de caza ($F = 3,891$; $p = 0,025$). La fecha tuvo asimismo efecto ($Z = 4,148$, $Z = 3,662$; $p < 0,001$), pero no así la ubicación ($Z = 1,837$, $p = 0,066$; $Z = 1,736$, $p = 0,083$).

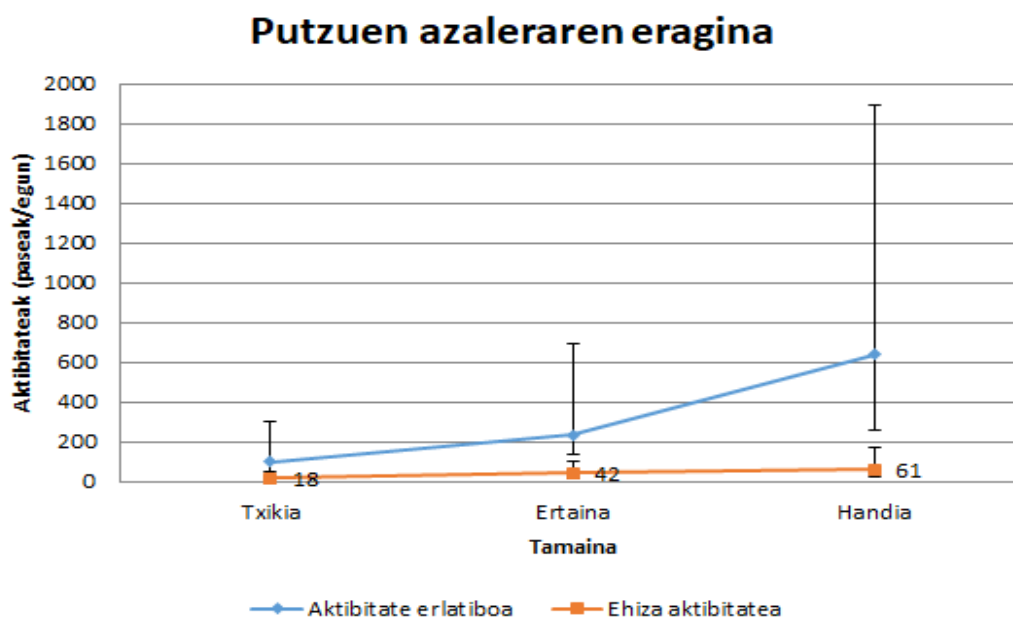


Figura 4. Valores medios y rangos de la actividad total, actividad de caza (nº de *feeding buzz*) y número de especies de murciélagos según la superficie de las charcas (pequeñas: <500 m²; medianas: 500-2500 m²; grandes: >2500 m²) en la ZEC de Izki.

Diferencias a nivel específico

A nivel específico el efecto de la variable hábitat sobre la actividad fue significativa para la mayoría de las especies ($p < 0,05$), siendo en casi todos los casos mayor en las charcas en comparación con el bosque y mayor en las charcas existente respecto a las nuevas, salvo para las especies *N. lasiopterus* y *B. barbastellus* ($Z = 0,487$, $p = 0,616$; $Z = 2,025$, $p = 0,137$) que sumaron ambas más pases en el bosque. En el caso de *P. pipistrellus* y *M. schreibersii*, las especies con un mayor número de pases, a pesar de que las diferencias entre las charcas y el bosque fueron significativas, no lo fueron entre los dos tipos de charca ($t = -1,657$, $p = 0,1$; $t = -0,456$, $p = 0,688$).

Diferencias entre charcas

En cuanto a los datos recabados por charca existen grandes diferencias en la actividad registrada, aunque no es así en el caso de la diversidad específica. Claramente es la charca de el Bardal la que acoge una frenética actividad con una media de pases por jornada de 2.444, muy superior a la de cualquier otra charca (Tabla 2). Es de destacar asimismo la actividad total registrada en la presa de Karrantan, que a pesar de tratarse de una charca de nueva recuperación y de mediano tamaño ha contabilizado un número de pases diarios similar o incluso superior a otras charcas de mayor tamaño y edad. No obstante, el número de especies ha sido bastante similar en todas las charcas, independientemente de su tamaño y edad, a excepción de la charca del paraje de Zurruzuri, que registró los menores valores para ambos parámetros. Asimismo, la actividad fue muy variable de una jornada a otra en la misma charca tal y como se observa en los valores alcanzados por las desviaciones estándares sobre las medias (Tabla 2).

En cuanto a la actividad por especies tal y como se ha señalado existen claras diferencias (Tablas 3A y 3B) aunque queda patente que es *P. pipistrellus* la especie con mayor número de pases en casi todas las charcas. No obstante, observando la actividad específica por charcas se ve la existencia de grandes diferencias según la especie.

Es de destacar que el grupo formado por las especies pequeñas del género *Myotis* ha registrado un número importante de pases en la charca de el Raso de Los Espinos.

Tabla 2. Características (superficie) y datos obtenidos (jornadas de muestreo, total pases, media de pases por jornada, nº de especies) de las diferentes charcas muestreadas en la ZEC de Izki. En negrita se resaltan las charcas de nueva creación/recuperación.

	Pases total	Jornadas	Media de actividad/día	Desv Stand	Nº especies	Superficie
Ardanza	1194	12	99,5	46,7	12	190
Zurruzuri	351	8	43,9	24,9	6	210
Paso Markinez	1169	11	106,3	70,6	10	50
Karrantan	4979	10	497,9	307,0	11	350
Dehesa de Maeztu	1586	8	198,3	107,5	10	5000
Bardal	9765	4	2.441,3	350,0	10	2100
Raso de los Espinos	3404	7	425,5	403,9	11	4800
Lurduri	4300	8	537,5	260,7	11	1000
Fuentehonda	1097	6	182,8	98,8	10	750

Tablas 3A y 3B. Nivel de actividad (pases por jornada) de las diferentes especies de quirópteros en cada una de las charcas estudiadas. En negrita se resaltan las charcas de nueva creación/recuperación.

A

	<i>Nyctalus leisleri</i>	<i>Nyctalus lasiopterus</i>	<i>Myotis myotis</i>	<i>Myotis sp.</i>
Ardanza	3,2	2,9	7,9	0,9
Zurruzuri	0,4	0,0	0,4	1,6
PasoMarkinez	3,5	0,8	2,5	0,1
Karrantan	3,6	0,0	9,5	0,7
DehesaMaeztu	8,4	0,8	22,1	0,5
Bardal	61,8	0,5	122,5	7,3
RasoEspinosa	5,3	0,4	12,3	31,9
Lurduri	44,9	1,8	17,3	13,1
Fuentehonda	29,7	4,0	25,0	8,7

B

	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	<i>Miniopterus schreibersii</i>	<i>Barbastella barbastellus</i>
Ardanza	28,4	6,6	29,9	0,7
Zurruzuri	38,4	0,0	0,5	0,8
PasoMarkinez	17,1	11,8	47,4	1,2
Karrantan	231,3	7,1	172,4	2,2
DehesaMaeztu	125,5	9,0	6,9	0,4
Bardal	1438,8	5,3	61,3	0,3
RasoEspinosa	190,6	59,1	106,0	0,9
Lurduri	192,0	52,1	98,1	0,3
Fuentehonda	28,5	25,7	15,3	3,0

DISCUSIÓN

Tal y como se esperaba se ha demostrado que las charcas son lugares de gran importancia para los quirópteros en un ambiente forestal como es el caso de la ZEC de Izki. Al igual que en estudios previos tanto el número de especies, así como la actividad total y la actividad de caza han sido mayores sobre las láminas de aguas lénticas (Grindal et al., 1999; Medinas et al., 2019; Meyer et al., 2004), en relación a puntos al azar en el bosque (Barros et al., 2014; Blakey et al., 2018, Ciechanowski, 2015). Las charcas son hábitats discretos y generalmente reducidos en comparación con los hábitats forestales circundantes, que cumplen con una doble función para los murciélagos insectívoros como lugares donde hidratarse y como zonas de caza, debido a la ingente cantidad de insectos y otros artrópodos que se desarrollan y reproducen en sus aguas. No es por tanto de extrañar que hayan sido al menos 13 las especies de quirópteros detectadas en el estudio, número no desdeñable teniendo en consideración que en la CAPV son 24 las especies presentes y asumiendo la limitación que para la identificación de algunas especies presenta el análisis de pulsos de ecolocación, tal y como hemos explicado previamente.

Analizando el uso de las charcas hemos detectado mayor actividad en las charcas de más edad en contraposición con las de nueva creación o recuperación. Podría concluirse que debido a la memoria espacial de los quirópteros estos utilicen las balsas más viejas en mayor grado debido a que un mayor número de individuos conoce su ubicación. Es esta una razón que hace suponer que las balsas nuevas vayan en el futuro a ser utilizadas con mayor frecuencia e intensidad.

El hecho de que las balsas ya existentes sean las de mayor tamaño precluye de cualquier inferencia respecto a si el mayor uso y actividad totales de ellas por parte de todas las especies de quirópteros se debe a su edad o a que al poseer una mayor superficie existe la posibilidad de que más individuos puedan hallar en ellos suficiente alimento y por tanto la actividad sea mayor en ellas. Todo apunta a que efectivamente sea el tamaño el factor que afecte al grado de actividad (Brooks y Ford, 2005; Razgour et al., 2010), pues esta ha sido mayor en las charcas de mayor superficie respecto de las medianas, y a su vez en estas lo ha sido respecto de las de menor tamaño. Esta hipótesis se ve reforzada por los datos recabados en la balsa de Karrantan, que siendo la mayor de las charcas de nueva construcción se ha comportado como aquellas de mayor tamaño, es decir las ya existentes, si bien esto corresponde al total de pases de todas las especies en conjunto. Son varios los factores que pueden condicionar la abundancia relativa de insectos entre masas de agua,

siendo la calidad del agua una de las principales (Mishra y Singh, 2016) si bien las diferencias en la profundidad influyen asimismo en la presencia de ciertos insectos (Dalal y Gupta, 2016), que pudieran ser claves para los murciélagos más especializados. La conservación de grandes masas de agua con una elevada diversidad de microhábitats es por tanto fundamental para la diversidad de murciélagos que las utilizan (Seidman eta Zadel, 2001; Torrent et al., 2018).

No obstante, si reparamos a la diversidad específica entre las charcas existentes y las recuperadas hemos podido observar que las charcas nuevas han sido visitadas por el mismo número y exactamente las mismas especies y taxones que lo han hecho en las charcas viejas, solamente variando el nivel de intensidad de la actividad, que tal y como hemos mencionado puede estar directamente correlacionado con la mayor biomasa de insectos que se genera en las charcas de mayor superficie. Por tanto, y a pesar de la “juventud” y limitado tamaño de las charcas nuevas, podemos concluir que está suficientemente probada su eficacia e importancia para la comunidad de quirópteros de Izki. Esta acción enmarcada en el LIFE + Pro Izki puede por tanto calificarse de exitosa ya que ha conseguido generar un recurso que ha sido ya detectado y utilizado por un gran número de especies de quirópteros en un espacio relativamente corto de tiempo.

En la línea de lo anterior, si nos centramos en ciertos taxones de interés tales como *Barbastella barbastellus*, *Myotis myotis* o el grupo de especies de pequeño tamaño del género *Myotis* sp., en total nos estamos refiriendo a 5 especies forestales catalogadas *En peligro* en el CVEA, nos percatamos que su presencia no ha sido nada desdeñable en las charcas nuevas, con diferencias entre sí. De nuevo, el hecho de que especies tan escasas y amenazadas hayan utilizado todas las charcas de nueva creación demuestra la efectividad de dicha acción dentro del marco del LIFE+ Pro Izki.

En cuanto a *M. myotis* y *M. schreibersii*, se ha constatado una gran actividad de ambas especies, algo probable ya que varios cientos de individuos de cada especie comparten cavidad en las cercanías de Maeztu y por tanto a escasa distancia de la ZEC.

No es por tanto de extrañar que el mayor número de pases de *M. schreibersii* haya sido en una de las balsas recientemente rehabilitada, la de Karrantan, que es de un tamaño mediano relativamente, se sitúa sobre el pueblo de Apellaniz, cerca por tanto de la ubicación citada colonia, con escasa vegetación en el mismo borde y un espacio aéreo abierto en su vertical que le confieren una aptitud para que esta especie de vuelo rápido pueda desarrollar su actividad.

Por otro lado, se ha podido observar que la ubicación tuvo influencia sobre la actividad de cada punto de muestreo. Esto puede deberse a que las condiciones del entorno varían, pudiendo influir en dicha actividad, entre otras, la estructura del bosque (Perry et al., 2007; Willcox et al., 2017), el nivel de fragmentación (Mena, 2010) o la especie de árbol dominante y la edad del rodal (Jung et al., 1999), lo que condiciona el número de individuos que habitan en los alrededores de cada punto y que despliegan su actividad en la zona. Sin embargo, el número de especies detectado en cada punto no se vio afectado por esta variable, incluso en el análisis en el que se consideró el tamaño de la charca la ubicación no mostró influencia alguna. Esto es de esperar debido a que el área de estudio es relativamente pequeña en términos de capacidad dispersiva de quirópteros y que todas las charcas se hallan en contacto directo con masas forestales. Aún así, cabe destacar que la charca del lugar de Zurruzuri, al norte de Korres, que se halla fuera de la principal masa de marojal e integrada en un espacio de cultivos y bosque relativamente joven, mostró el nivel más bajo de actividad y significativamente un menor número de especies.

En cuanto a la diversidad de quirópteros, con al menos 13 especies detectadas en total, se ha conseguido registrar el 80% de las especies citadas hasta la fecha en este espacio (Goiti et al., 2010; Onrubia et al., 2001), un porcentaje considerable teniendo en cuenta que se han obtenido mediante el uso de un único método de muestreo, lo que señala de nuevo la capacidad de atracción que las charcas ejercen. Confirmamos la presencia de tres nuevas especies para la zona, *Nyctalus lasiopterus*, *Barbastella barbastellus* y *Pipistrellus pygmaeus*. La presencia de *N. lasiopterus* había sido propuesta por Onrubia et al. (2001) y existía una captura previa de *B. barbastellus* sin publicar (Elena Tena, *pers. com*). Hemos comprobado que, aunque no de modo abundante, la presencia de ambas es regular y ha sido además mayor en el bosque que en las charcas, si bien no de manera significativa.

En relación a esto cabe destacar que tanto estas dos especies, así como *N. leisleri* y *M. schreibersii* son murciélagos que poseen una morfología alar adaptada a un vuelo rápido y es por ello que acostumbran a volar a cierta distancia del suelo en espacios más abiertos sobre el dosel arbóreo.

Por último, es de reseñar la presencia de las especies pequeñas del género *Myotis* en el Raso de Los Espinos, justamente el único entorno donde se ha capturado hasta la fecha a *M. bechsteini*, cuya población habita en las proximidades de dicha balsa (Goiti et al. 2010). Asimismo, es en esta balsa y sus alrededores donde se ha llegado a capturar las otras cuatro especies que integran dicho grupo, es decir *M. alcathoe*, *M. mystacinus*, *M. crypticus* y *M. daubentonii* (Goiti et al. 2010; datos propios).

RECOMENDACIONES

-En aras a mantener la funcionalidad e importancia de estas charcas, algunas de reducido tamaño, como puntos donde hidratarse será necesario un mantenimiento periódico para evitar que la lámina de agua desaparezca bajo la vegetación acuática o que lleguen a colmatarse de materia orgánica y sedimentos.

-Resultará aconsejable la creación de nuevas masas de agua localizadas estratégicamente y regularmente en todo el espacio ocupado por la ZEC.

-En particular, es interesante preservar o mejorar las condiciones de la charca conocida como El Raso de los Espinos, debido a su importancia para las distintas especies de *Myotis* pequeñas que la utilizan. Se sugiere la creación de un punto de agua que no sufra las condiciones de estiaje extremo que suponen el secado completo de la balsa. Para ello se proponen como idea dos alternativas. Una pasa por la creación de una pequeña charca o pesebre de pequeñas dimensiones pero que garantice la existencia de una lámina de agua libre y constante. La segunda opción pasaría por surtir a esta charca de agua proveniente de la gran balsa existente al sur de la misma y contigua al campo de golf.

BIBLIOGRAFÍA

- Amorim, F., Jorge, I., Beja, P. eta Rebelo, H. (2018). Following the water? Landscape-scale temporal changes in bat spatial distribution in relation to Mediterranean summer drought. *Ecology and Evolution*, 1–14.
- Barataud, M. (2015). *Acoustic Ecology of European Bats*. Paris, Frantzia: Biotope & National Museum of Natural History, 340 pags.
- Barros, M. A. S., Pessoa, D. M. A. eta Rui, A. M. (2014). Habitat use and seasonal activity of insectivorous bats (Mammalia: Chiroptera) in the grasslands of southern Brazil. *Zoologia*, 31(2), 153-161.
- Blakey, R. V., Law, B. S., Straka, T. M., Kingsford, R. T. eta Milne, D. J. (2018). Importance of wetlands to bats on a dry continent: a review and meta-analysis. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy, Special Section: Bat Diversity and Ecology in Open Areas*, 1-12.
- Brigham, R. M., Kalko, E. K. V., Jones G., Parsons, S. eta Limpens, H. J. G. A. (2004). *Bat Echolocation Research: tools, techniques and analysis*. Austin, Estatu Batuak: Bat Conservation International. 167 orr.
- Brooks, R. T., eta Ford, W. M. (2005). Bat Activity in a Forest Landscape of Central Massachusetts. *Northeastern Naturalist*, 12(4), 447–462.
- Brooks, J. D., Loeb, S. C., eta Gerard, P. D. (2017). Effect of forest opening characteristics, prey abundance, and environmental factors on bat activity in the Southern Appalachians. *Forest Ecology and Management*, 400, 19–27.
- Camprodon, J., Guixé, D., eta Flaquer, C. (2009). Efecto de la gestión forestal sobre los quirópteros en hayedos de Cataluña. *Galemys*, 21(May 2017), 195–215.
- Ciechanowski, M. (2015). Habitat preferences of bats in anthropogenically altered, mosaic landscapes of northern Poland. *European Journal of Wildlife Research*, 61, 415-428.

- Dalal, A. eta Gupta, S. (2016). A comparative study of the aquatic insect diversity of two ponds located in Cachar District, Assam, India. *Turkish Journal of Zoology*, 40, 392-401.
- Fenton, M. B., Grinnell, A. D., Popper, A. N. eta Fay, R. R. (2016). *Bat Bioacoustics*. New York, Estatu Batuak: Springer. 304 orr.
- Fern, R. R., Davis, H. T., Baumgardt, J. A., Morrison, M. L., eta Campbell, T. A. (2018). Summer activity patterns of four resident south Texas bat species. *Global Ecology and Conservation*, 16.
- Fischer, R., Vries, W. de, Seidling, W., Kennedy, P., eta Lorenz, M. (2000). *Estado de los bosques en Europa* (p. 33). EC and UN/ECE.
- Goiti, U., Aihartza, J. eta Garin, I. (2016). *Estudio de los Quirópteros Forestales Presentes en la ZEC Montes Altos de Vitoria*. Gasteiz, Espainia: UPV/EHU. 38 orr.
- Goiti, U., Aihartza, J., Garin, I., Napal, M. eta Salsamendi, E. (2008). *Estudios Preliminares de Myotis bechsteinii en el Parque Natural de Izki*. Gasteiz, Espainia: UPV/EHU. 38 orr.
- Goiti, U., Napal, M., Salsamendi, E., Garin, I. eta Aihartza, J. (2010). *Quirópteros Forestales en el Parque Natural de Izki*. Gasteiz, Espainia: UPV/EHU. 21 orr.
- Grindal, S. D., Morissette, J. L. eta Brigham, R. M. (1999). Concentration of bat activity in riparian habitats over an elevational gradient. *Canadian Journal of Zoology*, 77, 972-977.
- Jiménez, F. J., Gordo, F. J. eta González, A. (2006). *Manual Sobre Criterios de Gestión Forestal Compatibles con la Conservación de las Especies de Aves y Quirópteros Asociados a Hábitats Forestales*. Gaztela eta Leon, Espainia: Junta de Castilla y León. 80 pags.
- Jones, G., Vaughan, N., Russo, D., Wickramasinghe, L. P., eta Harris, S. (2004). Designing bat activity surveys using time expansion and direct sampling of ultrasound. *Bat Echolocation Research: Tools, Techniques, and Analysis*, RM Brigham, EKV Kalko, G.

Jones, S. Parsons, and HJGA Limpens, Eds. Austin, TX: Bat Conservation International, 83–89.

Jung, T. S., Thomson, I. D., Titman, R. D. eta Applejohn, A. P. (1999). Habitat selection by forest bats in relation to mixed-wood stand types and structure in central Ontario. *Journal of Wildlife Management*, 63(4), 1306-1319.

Lisón, F. eta Calvo, J. F. (2014). Bat activity over small ponds in dry Mediterranean forests: implications for conservation. *Acta Chiropterologica*, 16(1), 95–101.

Lookingbill, T. R., Elmore, A. J., Engelhardt, K. A. M., Churchill, J. B., Gates, J. E., Johnson, J. B. (2010). Influence of wetland networks on bat activity in mixed-use landscapes. *Biological Conservation*, 143, 974–983.

Lundy, M., Teeling, E., Boston, E., Scott, D., Buckley, D., Prodohl, P., Montgomery, I. (2011). The shape of sound: Elliptic fourier descriptors (EFD) discriminate the echolocation calls of *Myotis* bats (*M. daubentonii*, *M. nattereri* and *M. mystacinus*). *Bioacoustics*, 20(2), 101–115.

MARM (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino) (2010). Red Natura 200. Análisis y Prospectiva. Serie Medio Ambiente (3). https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/analisis-y-prospectiva/An%C3%A1lisis%20y%20Prospectiva_Serie%20Medio%20Ambiente%20N%C2%BA3_tcm30-88413.pdf gunean eskuragarri.

Medinas, D., Riberiro, V., Marques, J. T., Silva, B., Barbosa, A. M., Rebelo, H. eta Mira, A. (2019). Road effects on bat activity depend on surrounding habitat type. *Science of the Total environment*, 39 pags.

Mena, J. L. (2010). Respuestas de los murciélagos a la fragmentación del bosque en Pozuzo, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 17(3), 277-284.

Meyer, C. F. J., Schwarz, C. J. eta Fahr, J. (2004). Activity patterns and habitat preferences of insectivorous bats in a West African forest–savanna mosaic. *Journal of Tropical Ecology*, 20, 397–407.

- Middleton, N. E. (2006). A study of the emission of social calls by *Pipistrellus* spp. within central Scotland; including a description of their typical social call structure. *BaTML Publications*. www.batml.org.uk gunean eskuragarri.
- Mishra, A. eta Singh, L. B. (2016). Distribution and diversity of aquatic insects of freshwater ponds Viz. Pampoo Talab and Bekarbandhtalab of Dhanbad district in Jharkhand. *Proceedings of the Zoological Society*, 15(1), 59-65.
- Nasiruddin, M., Azadi, M. A. eta Reza, M. S. (2014). Abundance and diversity of aquatic insects in two water bodies of Chittagong University campus. *Bangladesh Journal of Zoology*, 42(1), 19-33.
- Onrubia, A., Sáenz de Buruaga, M., Campos, M. A. eta Balmorí, A. (2001). *Estudio Faunístico del Parque Natural de Izki (Álava)*. Gasteiz, Espainia: Consultora de Recursos Naturales, S. L. 195 pags.
- Pradana, R. eta Rossi, C. (2016). Relaciones porosidad---permeabilidad en carbonatos de la Fm Reocín (Cantabria). *Revista de la sociedad española de mineralogía*, 21, 73-75.
- Perry, R. W., Thill, R. E. eta Leslie Jr., D. M. (2007). Selection of roosting habitat by forest bats in a diverse forested landscape. *Forest Ecology and Management*, 238, 156–166.
- Pollak, G. D. eta Casseday, J. H. (1989). *The Neural Basis of Echolocation in Bats*. Berlin, Alemania: Springer. 143 pags.
- Raghuram, H., Jain, M. eta Balakrishnan, R. (2014). Species and acoustic diversity of bats in a palaeotropical wet evergreen forest in southern India. *Current Science*, 107(4), 631-641.
- Razgour, O., Korine, C. eta Saltz, D. (2010). Pond characteristics as determinants of species diversity and community composition in desert bats. *Animal Conservation*, 13, 505-513.
- Russ, J. (2012). *British Bat Calls*. Exeter, Erresuma Batua: Pelagic Publishing. 192 pags.

- Russo, D., Cistrone, L., Jones, G. eta Mazzoleni, S. (2004). Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. *Biological Conservation*, 117, 73–81.
- Russo, D. eta Jones, G. (2002). Identification of twenty-two bat species (Mammalia: Chiroptera) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls. *The Zoological Society of London*, 258, 91-103.
- Russo, D. eta Papadatou, E. (2014). Acoustic identification of free-flying Schreiber's bat *Miniopterus schreibersii* by social calls. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*.
- Sáenz de Buruaga, M. (2012). *Bases Para la Ordenación, el Uso y la Gestión del Área de los Montes de Vitoria (Araba/Álava) y Propuesta de Redacción de PORN (Plan de Ordenación de los Recursos Naturales)*. Gasteiz, Espainia: Consultora de Recursos Naturales, S.L. 362 pags.
- Salvarina, I. (2016). Bats and aquatic habitats: a review of habitat use and anthropogenic impacts. *Mammal review*, 131-142.
- Salvarina, I., Gravier, D. eta Rothhaupt, K. T. (2018). Seasonal bat activity related to insect emergence at three temperate lakes. *Ecology and Evolution*, 8, 3738–3750.
- Seidman, V. M. eta Zabel, C. J. (2001). Bat activity along intermittent streams in northwestern California. *Journal of Mammalogy*, 82(3), 738–747.
- Stahlschmidt, P., Pätzold, A., Ressler, L., Schulz, R. eta Brühl, C. A. (2012). Constructed wetlands support bats in agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology*, 13, 196–203.
- Sutherland, W.J., Dicks, L.V., Ockendon, N. y Smith, R.K. (2017). *What Works in Conservation 2017*. Cambridge, UK: Open Book Publishers. <http://dx.doi.org/10.11647/OBP.0109>
- Sutherland, W.J., Pullin, A.S., Dolman, P.M. y Knight, T.M. (2004). The need for evidence-based conservation. *Trends in ecology & evolution*. 19(6): 305-308.
- Torrent, L., López-Baucells, A., Rocha, R., Bobrowiec, P. E. D. eta Meyer, C. F. J. (2018). The importance of lakes for bat conservation in Amazonian rainforests: an assessment using autonomous recorders. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 1-14.

Vindigni, M. A., Morris A. D., Miller, D. A. eta Kalcounis-Rueppell, M. C. (2009). Use of modified water sources by bats in a managed pine landscape. *Forest Ecology and Management*, 258, 2056-2061.

Willcox, E. V., Giuliano, W. M., Watine, L. N., Mills, D. J. eta Andreu, M. G. (2017). Forest structure and composition affect bats in a tropical evergreen broadleaf forest. *Forests*, 8.