



MAGYAR AGRÁR- ÉS ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM

**AZ ANTROPOGÉN HATÁSOK INDUKÁLTA KÖRNYEZETI
VÁLTOZÁSOK ÖKOAKUSZTIKAI VIZSGÁLATA
DENEVÉREK ESETÉBEN**

Szabadi Kriszta Lilla

Gödöllő

2026

Doktori értekezés (PhD)

A doktori iskola

megnevezése: MATE Természettudományok Doktori Iskola

tudományága: Biológiai Tudományi Doktori Program

vezetője: Dr. Nagy Zoltán

egyetemi tanár, DSc

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

Növénytermesztési-tudományok Intézet

Növényélettan és Növényökológia Tanszék

Témavezető(k): Dr. *habil* Estók Péter

egyetemi docens, PhD

Eszterházy Károly Katolikus Egyetem

Biológiai Intézet, Állattani Tanszék

Dr. Görföl Tamás

tudományos munkatárs

Pécsi Tudományegyetem

Virologiai Nemzeti Laboratórium

.....
Prof. Dr. Nagy Zoltán

.....
Dr. *habil* Estók Péter

.....
Dr. Görföl Tamás

Tartalomjegyzék

| | |
|---|-----------|
| 1. BEVEZETÉS..... | 1 |
| 2. CÉLKITŰZÉSEK..... | 4 |
| 2.1. A napelemparkok denevérekre gyakorolt ökológiai hatásainak vizsgálata | 4 |
| 2.2. A sima felületek megtévesztő hatásának mérséklési lehetőségei | 5 |
| 2.3. Az állattartó telepek jellemzőinek és a táj összetételének hatása a denevérek aktivitására | 5 |
| 3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS | 6 |
| 3.1. Az energiatermelés átalakulása és a megújuló energiafelhasználás ökológiai hatásai | 6 |
| 3.2. Mesterséges sima felületek, mint érzékszervi csapdák..... | 8 |
| 3.3. Az állattartás denevérekre gyakorolt hatása | 11 |
| 4. ANYAG ÉS MÓDSZER..... | 14 |
| 4.1. A napelemparkok denevérekre gyakorolt ökológiai hatásainak vizsgálata | 14 |
| 4.1.1. Adatgyűjtés | 14 |
| 4.1.2. Hangelemzés..... | 16 |
| 4.1.3. Statisztikai elemzés..... | 18 |
| 4.2. A sima felületek megtévesztő hatásának mérséklési lehetőségei | 19 |
| 4.2.1. Terepi kísérlet | 19 |
| 4.2.2. Videó- és akusztikai elemzés..... | 21 |
| 4.2.3. Statisztikai elemzés..... | 22 |
| 4.3. Az állattartó telepek jellemzőinek és a táj összetételének hatása a denevérek aktivitására | 26 |
| 4.3.1. Adatgyűjtés | 26 |
| 4.3.2. Akusztikai elemzés | 28 |
| 4.3.3. Statisztikai elemzés..... | 29 |
| 5. EREDMÉNYEK ÉS AZOK MEGBESZÉLÉSE | 32 |
| 5.1. A napelemparkok denevérekre gyakorolt ökológiai hatásainak vizsgálata | 32 |
| | 36 |
| 5.2. A sima felületek megtévesztő hatásának mérséklési lehetőségei | 36 |
| 5.2.1. Terepi kísérlet | 36 |
| 5.2.2. Hangvisszajátszásos kísérlet..... | 38 |
| 5.2.3. Analitikai eredmények..... | 39 |
| 5.3. Az állattartó telepek jellemzőinek és a táj összetételének hatása a denevérek aktivitására | 40 |
| 6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS A JAVASLATOK..... | 47 |
| 6.1. A napelemparkok denevérekre gyakorolt ökológiai hatásainak vizsgálata | 47 |

| | |
|--|-----------|
| 6.2. A sima felületek megtévesztő hatásának mérséklési lehetőségei | 50 |
| 6.3. Az állattartó telepek jellemzőinek és a táj összetételének hatása a denevérek aktivitására | 56 |
| 7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK | 62 |
| 8. ÖSSZEFOGLALÁS | 64 |
| 9. SUMMARY | 66 |
| 10. IRODALOMJEGYZÉK | 68 |
| 11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS | 85 |
| 12. MELLÉKLETEK | 86 |

1. BEVEZETÉS

A denevérek az emlősök osztályának második legfajgazdagabb rendje, ők teszik ki a szárazföldi vadon élő emlősfajok egyötödét ezzel jelentősen hozzájárulva a biodiverzitáshoz (Greenspoon és mtsai. 2023; Simmons és Cirranello 2023; Wilson és Mittermeier 2019). A denevérek mind a mezőgazdasági, mind a természetes élőhelyeken kulcsfontosságú ökoszisztéma-szolgáltatásokat nyújtanak, mint például a beporzás, a magok terjesztése és az ízeltlábúak populációinak szabályozása (Boyles és mtsai. 2011; Kunz és mtsai. 2011; Riccucci és Lanza 2014). Populációik azonban jelentős csökkenést mutatnak különféle emberi tevékenységek miatt.

Az ember jelentősen megváltoztatta a globális ökoszisztémákat, ezzel egy új geológiai korszak, az antropocén kezdetét idézve elő. Az emberi környezetátalakító tevékenységek ma már globális léptékűek és a környezeti változások elsődleges hajtóerejét képezik, beleértve a földfelszín módosítását, az élőhelyek átalakulását, a légkör összetételének megváltoztatását és a klíma változását (Lewis és Maslin 2015; Waters és mtsai. 2016). Az éghajlatváltozás elleni küzdelem részeként a megújuló energiaforrások felhasználása világszerte gyors ütemben növekszik (Harrison és mtsai. 2017; Jaeger-Waldau 2019). Bár ezek az energiaforrások kulcsszerepet játszanak az üvegházhatású gázok kibocsátásának csökkentésében, egyre több tanulmány mutat rá arra is, hogy telepítésük és működtetésük kedvezőtlen hatásokkal járhat a biológiai sokféleségre (Gasparatos és mtsai. 2017; Rehbein és mtsai. 2020). Azonban egyre nagyobb a tudatosság is az ilyen erőművek telepítése kapcsán, hogy a környezeti hatásokat minimalizálni lehessen. A biodiverzitás megőrzésének jelentőségét számos nemzetközi egyezmény is hangsúlyozza például a 2022-es Biológiai Sokféleség Konferenciáján (Convention on Biological Diversity 2022) elfogadott Kunming-Montreal Globális Biodiverzitás-megőrzési Keretstratégia előírja a globális biodiverzitás helyreállítását. Ennek érdekében figyelembe kell venni az új energiatermelő létesítmények kialakítása, fejlesztése, üzemeltetése és leszerelése során a természetvédelmi hatásokat, hogy az esetleges negatív hatások minimalizálása és mérséklése biztosított legyen (Gibson és mtsai. 2017).

A mezőgazdaság – a növekvő népesség és a változó fogyasztási szokások következtében – a biológiai sokféleség csökkenésének és a természetes élőhelyek átalakításának egyik legjelentősebb hajtóereje. A várakozások szerint 2050-re mintegy kilencmilliárd ember élelmezéséhez az élelmiszertermelés 50-70%-os növelésére lesz szükség. Az állattenyésztési ágazat fedezi az emberi fehérjefogyasztás mintegy 33%-át és az összes kalória 17%-át (FAO 2020). Az állati termékek iránti kereslet a becslések szerint több mint kétszeresére növekedhet

a következő 20 évben az urbanizáció, a gazdasági növekedés és az alacsony és közepes jövedelmű országok fogyasztási szokásainak változása miatt (Alders és mtsai. 2021). A fenntarthatatlan és/vagy nem megfelelő állattenyésztés hozzájárult a környezetkárosodáshoz, a biológiai sokféleség csökkenéséhez, a fertőző zoonózisok megjelenéséhez és az üvegházhatású gázok kibocsátásának növekedéséhez (van Zanten és mtsai. 2019). Ezek a hatások a 20. század közepe óta a növekvő emberi népességgel, vásárlóerővel és urbanizációval párhuzamosan súlyosbodtak (Thornton 2010). Mindebből kifolyólag az állattenyésztési ágazat környezeti hatásait kiterjedten vizsgálták, azonban az állattartáshoz kapcsolódó létesítmények és azok közvetlen környezetének ökológiai hatásai továbbra is kevésbé kutatottak.

Az emberi tevékenységek egy másik gyakran figyelmen kívül hagyott negatív hatása az állatok érzékelésének megzavarása, ami számos csoportot érint (Gomes és mtsai. 2016; Greif és mtsai. 2017; Horváth és mtsai. 2009, 2010; Malik és mtsai. 2008; Owens és mtsai. 2020; Van Doren és mtsai. 2017). A mesterséges éjszakai világítás –még jó látási viszonyok mellett is– megváltoztatja a vándorló madarak mozgását és aggregációját (Van Doren és mtsai. 2017), míg a polarizált fényt kibocsátó/visszaverő mesterséges felületek maladaptív viselkedéseket válthatnak ki polarizációérzékeny fajokban (Horváth és mtsai. 2009, 2010; Malik és mtsai. 2008). Az antropogén zaj széles körben módosítja az állatok akusztikus kommunikációját – egyes madarak megváltoztatják énekük frekvenciáját, amplitúdóját vagy időzítését míg más fajoknál a zaj a párkeresés hatékonyságát csökkenti (Halfwerk és mtsai. 2011; Slabbekoorn és Ripmeester 2008; Tolentino és mtsai. 2018) – ugyanakkor a hatások nem korlátozódnak a kommunikációra. A zaj befolyásolhat például a ragadozó–zsákmány kölcsönhatásokat, csökkentheti a táplálékszerzés hatékonyságát: a közönséges denevér (*Myotis myotis*) esetében például jelentősen nő a táplálék keresés ideje a közlekedési zaj közelében (Siemers és Schaub 2011).

Az emberi tevékenységek hatására egyes élőlények olyan érzékszervi kihívásokkal szembesülnek, amelyek módosíthatják érzékelésüket ezáltal pedig megváltozott viselkedéshez vezethetnek, ami mind az egyed, mind a populáció szintjén jelentős negatív következményekkel járhat. Ezért fontos megértenünk, hogy az állatok hogyan érzékelik a környezetüket, hogyan értelmezik ezeket az információkat és hogyan reagálnak azokra a különböző érzékszervi rendszerek segítségével (Elmer és mtsai. 2021), mint pl.: a hallás, a szaglás, a visszhangok észlelés, az elektromos terek, a rezgések vagy a Föld mágneses terének érzékelése (Madliger 2012). Az érzékszervi csapdák három mechanizmuson keresztül befolyásolhatják az élőlények viselkedését és fiziológiáját: elfedik az információt, elvonják a figyelmét a természetes információ feldolgozásától, vagy megtévesztő információval vezethetik félre őket (Dominoni és mtsai. 2020).

Míg egyes – elsősorban opportunista – élőlények elviselik az emberi hatásokat, esetenként még állománynövekedést is elérve, a növények és állatok túlnyomó többsége esetében drámai populációcsökkenés figyelhető meg, ami a napjainkban tapasztalható hatodik nagy kihalási hullámhoz vezetett. A denevérek különösen érzékenyek az antropogén változásokra alacsony szaporodási rátájuk és gyors anyagcseréjük miatt (Voigt és Kingston, 2016; Frick és mtsai. 2020). A több mint 1400 ismert denevérfaj 17,5 százaléka a Természetvédelmi Világszövetség (IUCN, International Union for Conservation of Nature) adatbázisában veszélyeztettként szerepel, azaz kritikusan veszélyeztetettnek (2,4%), veszélyeztetettnek (6,5%), vagy sebezhetőnek (8,6%) minősül. Ezen felül a fajok körülbelül 16,9%-a adathiányos, ami rávilágít arra, hogy kevés az olyan ökológiai kutatás, amely segítene a természetvédelmi helyzetük megítélésében (IUCN, 2024; Simmons és Cirranello 2023). Ez valószínűleg annak is köszönhető, hogy az adathiányos fajok többsége igen kedvezőtlen természetvédelmi helyzetben van.

A denevérfajokat elsősorban a természetes élőhelyeik és szálláshelyeik átalakítása és megszűnése fenyegeti, mint például az erdők pusztítása, a gyepek feltörése, az élőhelyek kezelési módjának megváltoztatása, a természetes vizek eltűnése és szennyezése, valamint a földalatti és az épületekben található szálláshelyek lezárása. Emellett, komoly veszélyt jelent a vegyszeres rovarirtás, az emberi zavarás (direkt pusztítás is) és elsősorban trópusi területeken a vadászat és az állatok begyűjtése is (Frick és mtsai. 2020). Ez a populációcsökkenés komoly pénzügyi következményekkel járhat: Boyles és mtsai. (2011) becslése szerint a denevérek pusztulása csak Észak-Amerikában évente legalább 3,7 milliárd dollárt meghaladó mezőgazdasági veszteséget okozhat. A gazdasági hatások mellett egy nemrégiben készült tanulmány kiemelte, hogy a denevérpopulációk csökkenése az emberi jólétre is káros hatással van. Azokban a megyékben, ahol a denevérpopulációk jelentősen csökkentek, a gazdálkodók növelték a rovarirtó szerek használatát, ezzel párhuzamosan pedig közel 8%-kal nőtt a csecsemőhalandóság (Larsen és mtsai. 2024).

Tekintettel a környezet folyamatos átalakulására és ezek tartósságára, fontos a denevéreket veszélyeztető tényezők feltárása, a hatások mérséklése és a denevérbárát gyakorlatok integrálása – például a szálláshelyek fenntartása, az ökológiai folyosók megőrzése és az antropogén zavarások csökkentése.

Doktori disszertációm három kutatást ölel fel, melyek mindegyike egy-egy ember alkotta környezeti elem denevérekre gyakorolt hatását vizsgálja, melyeket minden fejezeten belül külön alfejezetben fogom ismertetni. Az első kutatás során felmértük a denevérek aktivitását a napelemparkokban és a környező élőhelyeken (erdők, gyepek, szántók, települések és vízpartok), hogy értékeljük a napelemparkok hatását a denevérek előfordulására és

aktivitására, valamint a denevérközösségek összetételére. A második kutatásunk során három vizsgálati módszer együttes alkalmazásával teszteltük hogyan mérsékelhető egyszerű mechanikai módosítások segítségével a mesterséges sima felületek denevéreket megtévesztő negatív hatása. A harmadik kutatás során pedig azt vizsgáltuk, hogyan hatnak az állattartó telepek különböző paraméterei (a tartott állatok faja, az állatállomány nagysága, a településtől való távolság) és az őket körülvevő tájösszetétel a denevérek aktivitására.

2. CÉLKITŰZÉSEK

Kutatásaink átfogó célja különböző antropogén tényezők denevérek viselkedésére és ökológiájára gyakorolt hatásainak feltárása volt.

2.1. A napelemparkok denevérekre gyakorolt ökológiai hatásainak vizsgálata

Első kutatásunk során a napelemparkok rovarévó denevérekre gyakorolt ökológiai hatásait vizsgáltuk. Passzív akusztikai felmérésekkel célunk volt: (i) a napelemparkok denevérek által történő hasznosításának jellemzése, (ii) összehasonlítani a fajösszetételt, a gyakoriságot és a táplálékszerző tevékenységet a napelemparkok és más közeli élőhelyek – erdők, gyepek, szántóföldek, települések és vízpartok – között, mozaikos tájakon. Általánosságban azt feltételeztük, hogy a napelemparkokban való tájékozódás kihívást jelent a denevérek számára, ezért a denevérek aktivitása itt alacsonyabb lesz, mint a szomszédos élőhelyeken. Emellett azt vártuk, hogy a napelemparkok hatása fajspecifikus lesz: azok a denevérfajok, amelyek képesek leküzdeni a tájékozódási problémákat (pl.: magasan repülve), és amelyek ki tudják használni a napelemparkok nyújtotta táplálékforrásokat, viszonylag nagyobb számban lesznek jelen ezen az élőhelyen, mint más denevérfajok. Ennek megfelelően jelentős különbségeket jósoltunk a denevérközösségek összetételében a napelemparkok és a természetközeli élőhelyek (például erdők és vízpartok) között, ugyanakkor nem vártunk ilyen eltérést más, ember által átalakított egyéb élőhelyekkel (például szántóföldekkel és településekkel) összehasonlítva.

2.2 A sima felületek megtévesztő hatásának mérséklési lehetőségei

A második kutatás céljai között szerepelt, hogy (i) gyakorlatban teszteljük a sima felületek mechanikai módosításának hatásait a denevérek viselkedésére. Tanulmányoztuk a módosított felületek hangvisszaverő képességét (ii) hangvisszajátszásos kísérlettel és (iii) matematikai modellezéssel. Vizsgálatunk a denevérek víz érzékelésére és az ehhez kapcsolódó ivási viselkedésére összpontosított, mivel ez minimális zavarással és sérülések elkerülésével vizsgálható az ütközések megfigyeléséhez képest.

Feltételeztük, hogy a sima felületeken elhelyezett, megfelelő átmérőjű, lineáris, henger alakú tárgyak akusztikus visszaverődést okoznak, amit a denevérek érzékelnek, ezért ezeket a felületeket nem azonosítják ivásra alkalmas vízfelszínként. Azt vártuk, hogy a felszínen futó madzagok átmérőjének növelésével a denevérek egyre inkább elkerülik a sima felületről való ivást. Ezzel párhuzamosan azt jósoltuk, hogy a nagyobb átmérőjű madzagok esetében intenzívebb visszhangokat figyelhetünk meg mind a hangvisszajátszásos kísérletben, mind a modellezés során. A viselkedési kísérletben a zsinórok elrendezésének hatását is vizsgáltuk. Mivel a sima felületekről a legtöbb hang akkor verődik vissza, ha a hang, merőlegesen éri el a felületet, feltételeztük, hogy a madzagok kereszttezett elrendezése növeli annak az esélyét, hogy a visszhangok elérjenek a denevérekhez, a párhuzamos elrendezéshez képest. Következésképpen a keresztirányú elrendezés esetén kevesebb ivási aktivitást figyelhetünk meg a párhuzamos elrendezéssel szemben. A hangvisszajátszásos kísérlet és a matematikai modellezés célja az volt, hogy eredményeinket a felületmódosítások és a denevérfajok széles körére is általánosítani lehessen.

2.3. Az állattartó telepek jellemzőinek és a táj összetételének hatása a denevérek aktivitására

Harmadik kutatásunk során többléptékű megközelítéssel azt vizsgáltuk, hogy az állattartó telepek hogyan befolyásolhatják a denevérállományt és fokozhatják-e a denevérek aktivitását a mezőgazdasági tájban. Céljaink a következők voltak: (i) leírni az állattartó telepek denevérközösségeinek összetételét, (ii) tesztelni a gazdaságok jellemzőinek (pl.: tartott állatok faja és állomány mérete) és a környező táj összetételének hatását a denevérek aktivitására (iii) összehasonlítani a denevérek aktivitását más élőhelyekkel, figyelembe véve a táji kontextust. Azt vártuk, hogy a farmokon főként szinantróp fajok fordulnak majd elő. Korábbi tanulmányok alapján azt jósoltuk, hogy nagyobb állományméret növeli a denevérek aktivitását, mivel több pihenőhely és táplálékforrás áll rendelkezésre. Továbbá azt vártuk, hogy az állatállomány típusa is befolyásolja a denevérek aktivitását; azt feltételeztük, hogy a lovasistállók közelében – azok

tisztasága miatt – alacsonyabb lesz az aktivitás, mint a vegyes és tejtermelő gazdaságokban. Feltételeztük, hogy az urbanizált területek nagyobb aránya negatívan hat a denevérek előfordulására. Azt vártuk, hogy az állattartó telepeken a koncentrált rovarforrás miatt más élőhelytípusokhoz képest nagyobb denevér aktivitást tapasztalunk. Ezen előrejelzések tesztelésére passzív akusztikai felméréseket végeztünk mozaikos tájakon, az állattartó telepek és hat másik élőhelytípus (szántóföld, gyeperdő, tölgy- és fenyőerdő, településen belüli út és településen belüli zöldterület) mintavételezésével, és elvégeztük a telepeken belüli, a telepek közötti és az élőhelyek közötti összehasonlításokat.

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1. Az energiatermelés átalakulása és a megújuló energiafelhasználás ökológiai hatásai

A klímaváltozás elleni küzdelem részeként a fosszilis tüzelőanyagokról a zöldenergia felhasználására való átállás a megújuló energiaforrások egyre növekvő térnyeréséhez vezetett (Harrison és mtsai. 2017; Jaeger-Waldau 2019). A fenntartható energiaforrások használatára való globális átállást nemzetközi megállapodások is vezérlik, mint a 2015-ös Párizsi Éghajlatvédelmi Egyezmény vagy az Európai Unió (EU) Zöld Megállapodása, ami 2030-ra az 1990-es szinthez képest 55%-os kibocsátáscsökkentést, 2050-re pedig karbonsemlegességet céloz (European Commission 2019). Ezek következtében egyre nagyobb az igény a megújuló energiaforrásokra, hogy így elégítsük ki a növekvő globális energiaigényt a szén-dioxid-kibocsátás csökkentésével párhuzamosan, az éghajlatváltozás ütemének lassítása érdekében. Azonban minden energiaforrás használata hatással van a környezetre és a gazdaságra, beleértve a megújuló energiát is. A napenergia, a szélenergia, a vízenergia, az árapály-, a geotermikus és a bioenergia mind okozhatja a biodiverzitás csökkenését (Gasparatos és mtsai. 2017), és veszélyeztetheti a globálisan fontos biológiai sokféleséggel rendelkező területeket (Rehbein és mtsai. 2020).

A 2000-es évek végéig a szélenergia-felhasználás volt a megújuló energia fő forrása. Ez azonban jelentős negatív hatást gyakorolt a vadon élő állatokra, például az élőhelyek átalakítása, elszigetelése és elvesztése révén (Barré és mtsai. 2018; Dahl és mtsai. 2012; Drewitt és Langston 2006; Voigt és mtsai. 2012). A denevérek és madarak számára a legsúlyosabb problémát a magas mortalitási arány jelenti, melyet a szélirányban a lejtőkre vagy a vonulási útvonalaiuk közelébe telepített szélenergia-turbinák okoznak (Álvarez-Castañeda és Lidicker 2015;

Baerwald és mtsai. 2008; Cryan és mtsai. 2014; Wieringa és mtsai. 2021). Mind a madarak, mind a denevérek gyakran ütköznek a mozgó lapátokkal, ami komoly sérülésekhez vagy akár pusztuláshoz is vezethet, ezen felül a denevérek esetében felmerült, hogy a mozgó turbinalapátok közelében tapasztalható gyors légnyomás csökkenés a tüdő szöveteinek károsodását és ezáltal szintén halálozást okozhat (Álvarez-Castañeda és Lidicker 2015; Baerwald és mtsai. 2008; Cryan és Barclay 2009; Cryan és mtsai. 2014). A mai napig nagy hangsúlyt fektetnek a szélturbina-fejlesztések biológiai sokféleségre gyakorolt hatásának vizsgálatára, és a negatív hatásokat mérséklő technikák kidolgozására. Az érdekelt felek (tervezők, üzemeltetők és természetvédelmi szakemberek) között azonban gyakran alakul ki konfliktus, amikor megpróbálják összeegyeztetni a szélenergia-termelés előmozdítását a biológiai sokféleség megőrzésével (Straka és mtsai. 2020; Voigt és mtsai. 2019). A denevérek esetében számos működési ajánlást fogalmaztak meg a szélerőmű monitorozási programok eredményei alapján, ezek alkalmazása azonban sokszor nem elég hatékony. Bár az elmúlt évtizedben Németországban széles körben vezettek be kockázatsökkentési programokat, a becslések szerint a szárazföldi szélerőművek kevesebb mint 25%-a működhet ilyen program keretében (Voigt és mtsai. 2019).

Az elmúlt évtizedben a fotovoltaikus (PV) napelemparkok jelenléte világszerte gyorsan növekedett a javuló hatékonyság, a hardverköltések csökkenése, valamint a hálózatba betáplálható többlet miatt (Harrison és mtsai. 2017). A hálózatra kapcsolt és azon kívüli napenergia-kapacitás az egy évtizeddel ezelőtti 70 GW-ról 2021-re 942 GW-ra bővült (REN21 2022). A szárazföldi szélerőműparkok és a fotovoltaikus naperőművek több szempontból is hasonlítanak egymásra: mindkettő nagy földterületet igényel az energiahozam maximalizálásához és jelentős infrastrukturális háttér szükséges ahhoz, hogy a megtermelt, nagy mennyiségű villamos energiát eljuttassák a fogyasztókhoz (Harrison és mtsai. 2017). Nagy területigényük miatt ezeknek az erőművek a telepítése összeütközésbe kerülhet a mezőgazdasági területek hasznosításának és a biológiai sokféleség megőrzésének érdekeivel.

Az élő- és táplálkozóhelyek potenciális elvesztése mellett a fotovoltaikus napelemparkok – a nagyméretű síma felületek megjelenése miatt – a tájékozódás során is kihívást jelenthetnek a denevérek számára. Bár a napelemek denevérekre gyakorolt konkrét hatása még nem ismert, Greif és Siemers (2010) megállapították, hogy a denevérek a vízszintes, síma felületeket (akusztikus tükröket) vízként érzékelik hasonló visszhang-akusztikus tulajdonságaik miatt. Ez a viselkedés filogenetikailag elterjedtnek és veleszületettnek tűnik az echolokáló denevérek körében, mivel a fiatalok is megpróbálnak inni a mesterséges síma felületekről. Az echolokáció a vízfelületek felismerésének fő módja, és dominál a többi

érzékszervi információ felett, mint a látás, a szaglás, a tapintás és az ízlelés. A denevérek a függőleges sima felületeket nyitott repülési útvonalakként érzékelik, ami ütközéseket és potenciális sérüléseket okozhat (Greif és mtsai. 2017). Ezeken kívül a denevérek néha 45 fokos sima felületeknek is nekiütköznek, és súlyos sérüléseket szenvednek (Ingeme és mtsai. 2018). Feltételezhető, hogy a denevérek számára a napelemparkok nehezítik a tájékozódást, ami ahhoz vezethet, hogy elkerülik, vagy csak korlátozott mértékben használják ezeket a mesterséges élőhelyeket.

A napelemek sima felületeiről visszaverődő fény polarizációs mintázata hasonlít a víz felszínéhez, ami vonzza a vízi rovarokat (Horváth és mtsai. 2009). Számos faj esetében ez a jelenség adaptív (Száz és mtsai. 2016), a polarizált fény segíti őket a megfelelő petézőhelyek megtalálásában (Horváth és mtsai. 2010). A fotovoltaiikus napelemek egyes típusai a polarizált fényszennyezés jelentős forrásai lehetnek, ezért nagy számban vonzhatják a vízi rovarokat. Az újabb, fémrácsosított panelek esetében azonban a polarizálatlan „rácshatás” nagymértékben csökkentheti, sőt akár meg is szüntetheti ezt a vonzó hatást (Fritz et al., 2020; Horváth és mtsai., 2010; Száz és mtsai., 2016). Ennek megfelelően a napelemparkok ökológiai hatásai nem egységesek, hanem a technológiai megoldásoktól és a táji kontextustól függően változhatnak. A polarizált fény által vonzott rovarzsákmány előnyös lehet a rovarrevő denevérek számára. A napelemparkok ezáltal nemcsak ökológiai csapdákként működhetnek bizonyos vadon élő állatok számára, hanem összetett módon befolyásolhatják az ökológiai rendszereket is (Chock és mtsai. 2021).

Bár a napelemes technológia elhelyezését az infrastruktúrához és a földrajzi adottságokhoz viszonyítva vizsgálták (pl. Hernik és mtsai. 2019; Palmer és mtsai. 2019), a biológiai sokféleségre és az ökoszisztémákra gyakorolt hatása a közelmúltig kevés figyelmet kapott (Gómez-Catasús és mtsai. 2024; Lafitte és mtsai. 2023; Tölgyesi és mtsai. 2023).

3.2. Mesterséges sima felületek, mint érzékszervi csapdák

Az ember környezetátalakító hatása nemcsak a természetes tájakat változtatja meg, hanem új kihívásokat is támaszt a vadon élő állatok számára (Grimm és mtsai. 2008; Fenoglio és mtsai. 2021). Antropogén hatások miatt bizonyos élőlények érzékszervi kihívásokkal szembesülnek. Az állatok érzékszervi rendszereikre – például a látásra, hallásra, szaglásra, rezgésekre és a Föld mágneses terének érzékelésére – támaszkodnak a környezeti információk feldolgozásában (Dominoni és mtsai. 2020), melyek megzavarása megváltoztatja viselkedésüket, ami mind az egyed, mind a populáció szintjén következményekkel járhat és befolyásolhatja a természetes ökoszisztémák működését (Gomes és mtsai. 2016; Greif és mtsai.

2017; Horváth és mtsai. 2009, 2010; Malik és mtsai. 2008; Owens és mtsai. 2020; Van Doren és mtsai. 2017). A közlekedési zaj negatívan befolyásolhatja nemcsak a denevérek (Siemers és Schaub 2011), hanem a baglyok zsákmányszerzési sikerét is (Mason és mtsai. 2016). A mesterséges fény befolyásolhatja az állatok tájékozódását és ezáltal a vándorló fajok viselkedését például tengeri teknősök (Silva és mtsai. 2017), lazacok (Riley és mtsai., 2012) és lepkék (Boyes és mtsai. 2021) esetében kimutatták, hogy a fényszennyezés módosítja a mozgási mintázatokat és az élőhelyhasználatot. A madarak pozitív fototaxisa, a kivilágított építményekhez való vonzódása jól dokumentált jelenség. Az ilyen mesterséges fényforrások — például világítótornyok, megvilágított hajók és olajfúró platformok — gyakran ütközésekhez vezetnek, amelyek akár tömeges elhullást is okozhatnak (Burt és mtsai., 2023; Rodríguez és mtsai., 2017). A fényszennyezés ugyanakkor nem minden fajra hat azonos módon: egyes denevérfajok kihasználják a lámpák körül gyülekező rovarokat, míg más, fényérzékeny fajok esetében a mesterséges világítás elkerülést vált ki (Rydell 2006). Kísérletek kimutatták, hogy a LED-es utcai lámpák csökkentették a lassan repülő denevérek (*Rhinolophus hipposideros* és *Myotis* spp.) aktivitását az területen míg a világításnak nem volt hatása a viszonylag gyorsan repülő *Pipistrellus pipistrellus*, *Pipistrellus pygmaeus* és *Nyctalus/Eptesicus* spp. fajokra (Stone és mtsai. 2012). Az érzékszervek megzavarása maladaptív döntésekhez vezethet, ezáltal csökkentheti a fitneszt (Gwynne és Rentz 1983; Horváth és mtsai. 2009; Cryan és mtsai. 2014; Elgert és mtsai. 2020). Az állatok érzékelési mechanizmusainak feltárása ezért elengedhetetlen a megvalósítható mérséklési technikák fejlesztéséhez és a sikeres természetvédelmi beavatkozások tervezéséhez (Madliger 2012; Blumstein és Berger-Tal 2015; Dominoni és mtsai. 2020). A sima felületek az érzékszervi zavarok egyik kevésbé ismert forrásai, ezért az ilyen felületek, például az üveglakok és a napelemek növekvő száma komoly problémákat okozhat a vadon élő állatok számára. A madarak pusztulásának egyik fő oka az üvegépületekkel való ütközés (Klem 1990; Loss és mtsai. 2014; Santos és mtsai. 2017), míg a sima felületek által visszavert polarizált fény, a vízi rovarok esetében maladaptív szaporodási viselkedésformákat okoz, mint például a napelemek felületére történő tojásrakás (Malik és mtsai. 2008; Horváth és mtsai. 2009, 2010).

A denevérek a visszaverődő hangok alapján találják meg, ismerik fel és osztályozzák a tereptárgyakat vagy a növényzetet, például a fákat, leveleket, virágokat és víztesteket (Yovel és mtsai. 2008). A vízi élőhelyek létfontosságúak a denevérek számára mivel ivóvizet és táplálkozási lehetőségeket biztosítanak számukra. A folyók és tavak ezért számos fajt vonzanak, ezáltal magasabb denevéráktivitással rendelkezhetnek, mint más élőhelytípusok (Vaughan és mtsai. 1997). A denevérek kihasználják a vízfelület akusztikus adottságait, miközben vízi rovarokat keresnek, mivel a zsákmány visszhangja jobban felerősödik a nyugodt

vízfelületeken (Rydell és mtsai. 1999; Zsebők és mtsai. 2013) a strukturált felületekhez képest (Siemers és mtsai. 2001), ami megkönnyíti az észlelésüket. Ezen felül a víztestek fontos tájékozódási pontokként szolgálhatnak a napi ingázás és a vándorlás során (Serra-Cobo és mtsai. 2000). A mesterséges sima felületek a vízhez hasonlóan, akusztikus tükör tulajdonságokkal rendelkeznek, ami azt jelenti, hogy megtörik a denevérek ultrahangját, így a visszhang nagy része nem tér vissza a forráshoz (Greif és Siemers 2010). A hasonló akusztikus mintázat következtében a denevérek megpróbálhatnak inni a sima felületekről, függetlenül attól, hogy milyen anyagból készültek, amit laboratóriumi (Greif és Siemers 2010) és a természetes körülmények között (Russo és mtsai. 2012) is kimutattak. Laboratóriumi körülmények között Greif és Siemers (2010) kimutatta, hogy a denevérek – 15 denevérfaj három családból (Vespertilionidae, Miniopteridae és Rhinolophidae) – következetesen ivási viselkedést mutatnak a sima felületekről, például fémről, fáról és műanyagról, ellentétben a texturált felületekkel. A természetes környezetben végzett megfigyelések során 11 denevérfaj víznek tekintette a plexilapot, függetlenül annak színétől (Russo és mtsai. 2012). Ezek alapján az echolokáló denevérek bármilyen kiterjedt, sima felületet vízként azonosíthatnak. Még a fiatal, naiv egyedek is, amelyek korábban soha nem találkoztak vízzel, spontán ivási reakciókat mutattak vízszintes sima lemezekről (Greif és Siemers 2010). A növekvő urbanizációval a mesterséges sima felületek egyre nagyobb veszélyt jelentenek a denevérekre nézve, ugyanis nem korlátozódnak a városi környezetre, hanem attól távol eső területeken is megjelennek. A napelemparkok például gyakran mezőgazdasági, természetközeli és természetes élőhelyek közelében helyezkednek el, így potenciálisan nemcsak az urbanizált, hanem a természetes környezetben élő denevérfajokra is hatással lehetnek (Barré és mtsai. 2024; Tinsley és mtsai. 2023; 2024). Ez különös jelentőséggel bír a kritikusan veszélyeztetett fajok, például a *Miniopterus orianae bassanii*, a *M. nustrale*, és a *Plecotus sardus* védelmére irányuló erőfeszítések során (Ingeme és mtsai. 2018; Holz és mtsai. 2020).

A sima felületek denevérekre gyakorolt maladaptív hatásainak csökkentése érdekében elengedhetetlen a hatékony mérséklési mechanizmusok feltárása. A leggyakrabban tanulmányozott megközelítés a sima felület vagy a szomszédos környezet vizuális módosítása. A felületek polarizációs mintázata fehér rácsmintával módosítható (Horváth és mtsai. 2010), továbbá a rovarok jelzőfényekkel elcsalogathatók (Mészáros és mtsai. 2021). Látható mintázatokkal, amelyek megtörik az egybefüggő üvegfelületeket, csökkenthető a madarak ütközési kockázata (Klem 2009; Sheppard 2011; Klem és Saenger 2013). Ami a denevéreket illeti, a közelmúltban intenzív kutatások folytak olyan mérséklési technikák kidolgozására, amelyek enyhíthetik a szélturbinák negatív hatásait; a talált megoldások pedig potenciálisan alkalmazhatók a sima felületek esetében is. A turbinák üzemidejének és bekapcsolási

sebességének a szélsőbességhez való igazítása mellett (Baerwald és mtsai. 2009; Wellig és mtsai. 2018; Adams és mtsai. 2021) léteznek más megoldások is, amelyek a denevérek akusztikus és vizuális érzékszervi rendszereinek kiaknázására építenek. Számos tanulmány vizsgálta az akusztikus riasztó berendezések hatékonyságát (Arnett és mtsai. 2013; Gilmour és mtsai. 2020, 2021) és mérsékelt vagy jelentős denevéraktivitás csökkenést tapasztaltak. A drónokra szerelt kombinált audio- és vizuális riasztó eszközök is ígéretesnek bizonyultak (Werber és mtsai. 2023), míg a radar hatékonysága, mint elrettentő eszköz még további kutatásokat igényel (Nicholls és Racey 2007; Gilmour és mtsai. 2020). Mindazonáltal ezek a denevér távoltartási technikák jelentős technikai fejlesztést és energiafelhasználást igényelnek a működésükhöz, ami csökkentheti a széleskörű alkalmazás megvalósíthatóságát.

3.3. Az állattartás denevérekre gyakorolt hatása

Az állattenyésztés jelentős szerepet játszik a vidéki területek gazdaságában, ökoszisztémájában, sőt az ember és vadon élő állatok egészségében is, ezért az állattenyésztési ágazat számos szegmensét kiterjedten tanulmányozták, például az ökológiai lábnyomát, a rovarölőszerek és állatgyógyászati készítmények hatását, valamint a trágyában és a talajban való megmaradását (Bruinenberg és mtsai. 2023; Buijs és mtsai. 2022; Dumont és mtsai. 2019; Rana és mtsai. 2019; Shultz és mtsai. 2004; Tullo és mtsai. 2019). Az állattenyésztési rendszerek azonban nagymértékben eltérnek egymástól a tartott állatfajok és azok legelőkhöz vagy kültéri karámokhoz való hozzáférése, a földhasználat, a termelés intenzitása, a növénytermesztési rendszerekkel való integráció, az agroökológiai övezetek és az előállított termékek típusa alapján (Steinfeld és mtsai. 2006). A legeltetés máig az állattenyésztés egyik meghatározó formája, mely ökológiai hatásait intenzíven kutatják (Filazzola és mtsai. 2020; Herrero-Jáuregui és Oesterheld 2018; Tälle és mtsai. 2016). Születtek tanulmányok arról, hogy a legeltetés intenzitása, a tartott állatfajok és az élőhelytörténet hogyan befolyásolja a biológiai sokféleséget (Filazzola és mtsai. 2020; Neilly és mtsai. 2018; Tóth és mtsai. 2018). Az állattartáshoz kapcsolódó egyéb területek, beleértve az állattartó létesítmények és azok közvetlen környezetének ökológiai hatásai továbbra is kevésbé kutatottak.

A denevérfajok többsége obligát vagy fakultatív rovarrevő (Kunz és mtsai. 2011), így növényi kártevők és vérszívó rovarfajok jelentős fogyasztói (Russo és mtsai. 2018). Ezt alátámasztja, hogy a denevéreket gyakran megfigyelik táplálkozás közben mezőgazdasági területek felett (Park 2015; Heim és mtsai. 2017). A guanóminták és a gyomortartalom elemzése során pedig ismert mezőgazdasági kártevőket és vérszívó rovarokat mutattak ki, például különböző éjszakai lepkéket (Lepidoptera), mint a vetési bagolylepke és a nagy sárga-

fűbagoly (*Noctuidae*), mezei- és sarkantyús kabóca fajokat (*Cicadellidae*, *Delphacidae*), pattanóbogárféléket (*Elateridae*), csípőszúnyogokat (*Culicidae*), igazi legyeket (*Muscidae*) és címerespoloskákat (*Pentatomidae*) is, mint például az ázsiai márványospoloska (*Aizpurua* és mtsai. 2018; Baroja és mtsai. 2019; Kervyn és mtsai. 2024; Kunz és mtsai. 2011; Lee és McCracken 2005; Sparks és Valdez 2003; Tuttle és mtsai. 2006).

A haszonállatok számára a rovarok csípése kellemetlenséget, irritációt és heveny fájdalmat okoznak, valamint terjeszthetnek vírusokat és baktériumokat, amelyek fertőző betegségek megjelenéséhez vezethetnek (Baldacchino és mtsai. 2014). A csípések csökkenthetik a táplálkozási és pihenőidőt, ami negatívan befolyásolja az állatok jólétét, testtömegét és szarvasmarhák esetében a tejtermelést (Christensen és mtsai. 2022; Woolley és mtsai. 2018). Emellett a rovarok okozta zavarás fiziológiai stresszreakciókat, például megnövekedett plazma kortizolszintet idézhet elő (Vitela-Mendoza és mtsai. 2016). A denevéreket megfigyelték nagytestű legelő emlősök felett táplálkozni, mind háziasított, mind vadon élő állatok közelében (Downs és Sanderson 2010; Ancillotto és mtsai. 2017; Ancillotto és mtsai. 2021; Palmer és mtsai. 2019), ami arra utal, hogy az állattenyésztési ágazat is profitálhat a denevérek rovarfogyasztásából. A szabad tartásos gazdálkodás, különösen, ha csökkentett mennyiségben vagy egyáltalán nem alkalmaznak gyógyszereket, kedvező lehet a biodiverzitás szempontjából, mivel elősegíti a térbeli heterogenitást és növeli a trofikus erőforrások elérhetőségét a vadon élő állatok számára (Ancillotto és mtsai. 2021). A denevérek kihasználhatják ezeket a kedvező lehetőségeket és a csordák körüli megnövekedett rovarállományból táplálkozhatnak (Ancillotto és mtsai. 2017; Ancillotto és mtsai. 2021). A legelő állatok jelenléte növelheti a denevérek aktivitását egy adott területen. Kimutatták, hogy a denevéraktivitás magasabb azokon a legelőkön, ahol a marhák jelen vannak, mint ahonnan elhajtották őket és csak az ürülékük van jelen. A kontroll mezőkön, ahol se a trágya se a marhák nem voltak jelen, a denevéraktivitás még alacsonyabbnak bizonyult (Ancillotto és mtsai. 2017; Downs és Sanderson 2010). Túlnyomórészt kisebb denevérfajokat, például *Pipistrellus*-fajokat és *Hypsugo savii*-t figyeltek meg a legelő állatok körül táplálkozni (Ancillotto és mtsai. 2017; Downs és Sanderson 2010).

Míg számos tanulmány foglalkozott a denevérek és a legeltetés kapcsolatával, az állattartó telepek és a denevérek táplálékkeresési- és mozgásmintáztatának kapcsolata továbbra is kevésbé kutatott, annak ellenére, hogy az állattenyésztés folyamatosan növekszik - 20 év alatt a globális hústermelés 53%-kal nőtt (FAO 2023). Mindössze néhány publikáció foglalkozott azzal, hogy bizonyos denevérfajok (*Barbastella barbastellus*, *Megaderma lyra*, *Myotis bechsteinii*, *M. dasycneme*, *M. emarginatus*, *M. lucifugus*, *Pipistrellus nathusii* és *Rhinolophus ferrumequinum*) tehen- és a lóistállókat használják szálláshelyként (Anthony és mtsai. 1981;

Apoznański és mtsai. 2021; Balasingh 1998; Ciechanowski és mtsai. 2017; Koplitz-Weissgerber és Zahn 2021; Pir és Dietz 2018; Rossiter és mtsai. 2002); és néhány, amelyekben azt tárgyalják, hogy ezek a fajok az épületeken belül táplálkozhatnak (Dietz és mtsai. 2013; Dietz és Pir 2009; Krull és mtsai. 1991; Schumm és mtsai. 1991; Siemers és mtsai. 2012; Steck és Brinkmann 2006; Zahn és mtsai. 2010; Zahn et al. 2022).

Az állattartó gazdaságok érdekes élőhelyek lehetnek a denevérek számára, amit több tényező is befolyásolhat, mint például a méretük, az állatállomány típusa, a fejlettségük, valamint a gazdaságon belüli és kívüli élőhelyek és szerkezeti elemek. Az állattartó létesítmények világszerte széles skálán mozognak a családi méretű, megélhetést biztosító állattartástól kezdve, ahol csak egy vagy néhány egyed tartanak, egészen az ipari méretű, akár több ezer egyed számú állattartásig.

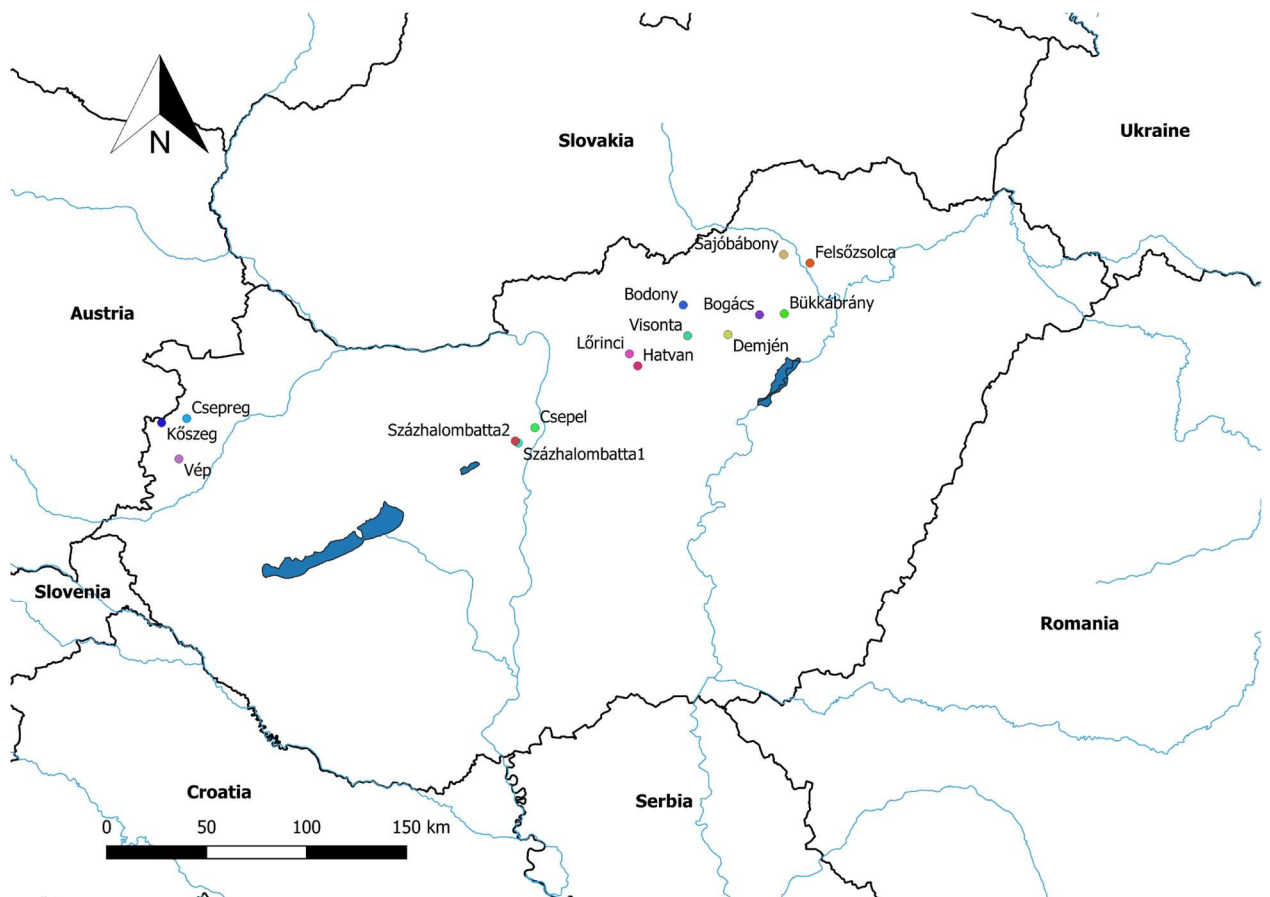
Legeltetett állományok esetében úgy tűnik, a nagyobb csordamérettel nő a denevéraktivitás, míg elér egy platót, vagy akár enyhén csökkenni kezd (Ancillotto és mtsai. 2017). Mivel az állatállomány mérete a legeltetés esetében fontos tényezőnek tűnik, amely befolyásolja a denevérek aktivitását, felmerül a kérdés, hogy az állatállomány mérete a telepeken is hasonló módon befolyásolja-e a denevéraktivitást, mint ahogyan Ancillotto és mtsai (2017) kimutatták. Az állatállomány típusa is befolyásolhatja a denevéraktivitást. Zahn és mtsai. (2010) figyelték meg, ahogy a denevérek az istállóban táplálkoznak, és azt találták, hogy a denevérek kevésbé kedvelték a lóistállókat, mint a tehénistállókat. Emellett a környező élőhelyek, tájelemek és a táji összekapcsoltság, például a fák és bokrok jelenléte; valamint a településektől való távolság is befolyásolhatja a denevérek fajgazdagságát, aktivitását, mozgásmintázatát, szálláshelyválasztását és táplálékkeresési viselkedését (Froidevaux és mtsai. 2019; Kyheröinen és mtsai. 2019). A denevérek aktivitása szignifikánsan magasabb fák és bokorsorok közelében, mint a nyílt kontrollterületeken (Frey-Ehrenbold és mtsai. 2013; Froidevaux és mtsai. 2019). A denevérek urbanizációra adott reakciója erősen fajspecifikus, mivel a generalista fajok elviselik, sőt, populációjuk akár gyarodhat is a települések biztosította táplálkozási és szálláshelyi körülmények között (Russo és Ancillotto 2015; Voigt és mtsai. 2016). Ezért egyes esetekben a denevéraktivitás magasabbnak bizonyul az urbanizált területeken, mivel a szinurbikus fajok felülreprezentáltak. Más fajokra azonban negatívan hatnak az olyan fizikai tényezők, mint a zaj, a fény és a mesterséges síma felületek jelenléte, valamint az urbanizációval járó kémiai szennyezés (Greif és mtsai. 2017; Luo és mtsai. 2015; Rowse és mtsai. 2016). Az urbanizáció növekedésével a denevérdiverzitás csökkenését tapasztalták (Russo és Ancillotto 2015). Az egyedülálló antropogén környezetet jelentő állattartótelepekkel kapcsolatban fontos kérdés, hogy mely fajok képesek kihasználni az általuk kínált lehetőségeket, és milyen tényezők befolyásolják jelenlétüket.

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

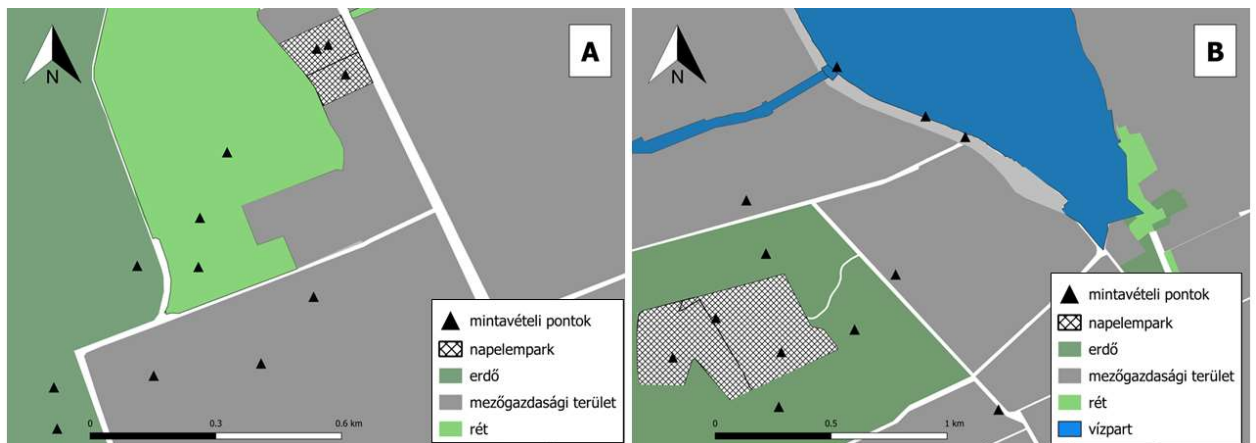
4.1. A napelemparkok denevérekre gyakorolt ökológiai hatásainak vizsgálata

4.1.1. Adatgyűjtés

A vizsgálatot Magyarország 15 mintavételi területén végeztük mozaikos tájszerkezetben (1. ábra). A mintavételi helyeket úgy választottuk ki, hogy az országon belül nagy földrajzi területet fedjenek le, ezért viszonylag távol helyezkedtek el egymástól, és különböző élőhelyek széles skáláját tartalmazták. A közeli mintavételi területek közti átlagos távolság $11,8 \pm 5,3$ km (átlag \pm szórás); a legnagyobb távolság pedig 335,9 km volt. Minden mintavételi terület tartalmazott egy napelemparkot, valamint további mintavételi helyeket a napelemparkok 5 km-es körzetében található különböző élőhelyekről (kontroll élőhelyek, M1. táblázat). Minden területen, minden élőhelytípusban 1-6 mintavételi pontot jelöltünk ki (átlagosan $3,6 \pm 1,3$), a vizsgált élőhely méretétől függően (2. ábra). Összesen 190 mintavételi pontról gyűjtöttünk adatokat. A legközelebbi mintavételi pontok közötti átlagos távolság $0,20 \pm 0,17$ km volt. Az adott élőhely mintavételi pontjai $0,12 \pm 0,10$ km-re helyezkedtek el más élőhelyek szélétől. A napelemparkok és a legközelebbi településhatár közötti átlagos távolság $0,3 \pm 0,5$ km volt (minimum 0 km, maximum 1,75 km).



1. ábra - A mintavételi területek térképe. A különböző mintavételi területeket a különböző színek jelölik, az elnevezés a legközelebbi települések neve alapján történt.



2. ábra - Két reprezentatív mintavételi terület részletes térképe: (A) Bogács, (B) Visonta. A fehér vonalak az utakat jelölik.

Különböző méretű napelemparkokat (1,2 és 45 ha között) vizsgáltunk, ahol a panelek dőlésszöge 0 és 35 fok között változott (M2. táblázat). A kontroll élőhelyek típusai erdők, mezőgazdasági területek, gyepek, települések és vízpartok voltak. Az erdei élőhelyek közé tartoztak a tölgy (*Quercus*) erdők, fenyvesek, valamint a túlevelű elegyes tölgyesek és akác (*Robinia pseudoacacia*) ültetvények, ahol az erdei utak mentén végeztük a felvételezést. A mezőgazdasági területek közé kukorica-, napraforgó-, szója-, búza-, alma- és szőlőültetvények,

valamint frissen aratott területek tartoztak. Gyep kategóriájába tartoztak a lágyszárú dominált rétek, mezők, legelők, valamint enyhén cserjésedő rétek. A településeken elsősorban zöld területeket, például fákkal szegélyezett utcákat, parkokat és temetőket vizsgáltunk. A vízparti mintavételi pontok patakok és halastavak mellett helyezkedtek el.

Az akusztikus mintavételeket 2020. július 5. és szeptember 16. között végeztük. Minden területen csak egyszer mintavételeztünk, szimultán a területen található összes mintavételi ponton. Az akusztikus felvételek napnyugtakor kezdődtek és 4 órán keresztül tartottak. A denevérek hangjait AudioMoth (OpenAcousticDevices; Hill és mtsai. 2018; v.1.1.0) teljes spektrumú detektorokkal rögzítettük. A mintavételi frekvencia 250 kHz volt; a “gain”-t közepesre állítottuk; a felvételi egységek hossza 295 másodperc volt, 5 másodperces szünettel a fájlok mentéséhez. A felvételek kedvező időjárási körülmények között készültek, azaz szélcsendes, csapadékmentes éjszakákon. A felvételek idején a mintavételi helyek átlagos hőmérséklete $23,6 \pm 3,8$ °C volt.

4.1.2. Hangelemzés

Először a Bat Detective programmal (Mac Aodha és mtsai. 2018) automatikusan megkerestük a denevérhangokat a felvételeken, majd a talált szekvenciákat egy saját készítésű, R-ben (R Core Team, 2019) írt szkripttel kivágtuk a felvételekből. A szekvenciákat úgy határoztuk meg, mint az echolokációs hangok sorozatát, amelyben az impulzusok közötti időtartam kevesebb, mint 3 másodperc. A szekvenciákat manuálisan határoztuk faj, illetve fajcsoport szinten a Kaleidoscope Pro programban (Wildlife Acoustics, Inc.). Az azonosítás a szakirodalomban szereplő frekvencia és időtartam adatok alapján történt (Obrist és mtsai. 2004; Papadatou és mtsai. 2008; Pfalzer és Kusch, 2003; Russo és Jones, 2002; Walters és mtsai. 2012). A következő fajokat sikerült azonosítanunk: nyugati pisedenevér (*Barbastella barbastellus*), alpesi denevér (*Hypsugo savii*), közönséges törpedenevér (*Pipistrellus pipistrellus*), szoprán törpedenevér (*P. pygmaeus*), rőt koraidenevér (*Nyctalus noctula*) és szőröskarú koraidenevér (*N. leisleri*).

Azokban az esetekben, ahol több denevérfaj akusztikus jellemzői nagymértékű átfedést mutathatnak, ezért a fajszintű azonosítás bizonytalan lehet, fajcsoportok kialakítására volt szükség. Ennek megfelelően három csoportot alkottunk:

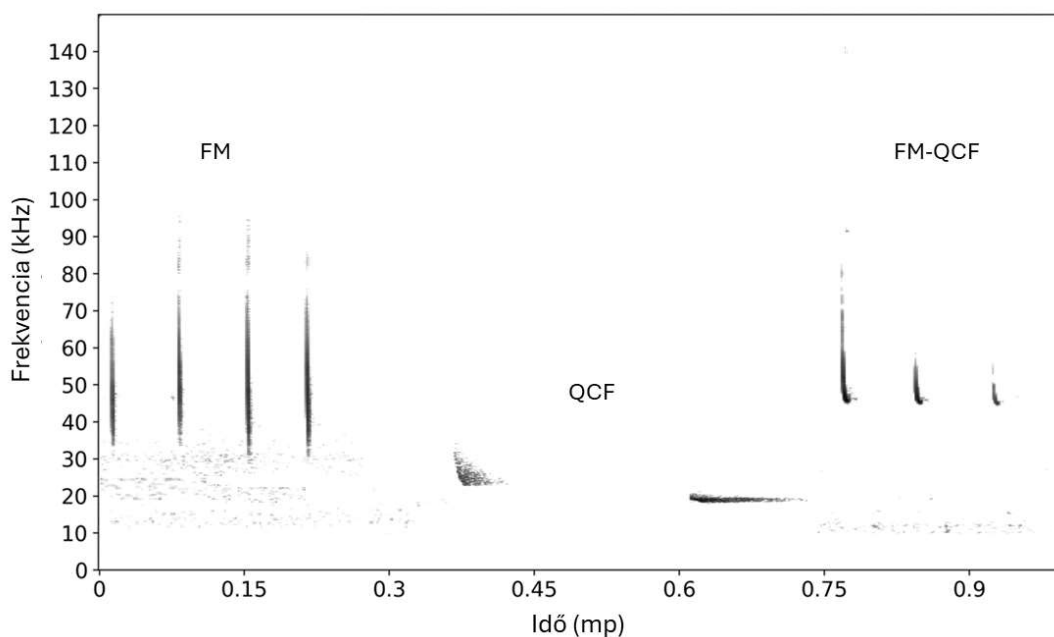
(1) *Myotis* spp., a Magyarországon előforduló valamennyi egérfülű-denevér (*Myotis*) fajt magában foglalja. A *Myotis* fajok FM (frekvenciamodulált azaz rövid ideig tartó, de nagy frekvenciatartományt átfogó, 3. ábra) hangokkal tájékozódnak, amelyek alkalmasak a zártabb térben, például erdőkben való navigáláshoz és vadászathoz (Frey-Ehrenbold és mtsai. 2013).

(2) *P. kuhlii/nathusii* fajpár, a fehérszélű (*P. kuhlii*) és durvavitorlájú törpedenevér (*P. nathusii*) tájékozódási hangjainak akusztikus jellemzői nagy átfedést mutatnak, és mindkét faj előfordul Magyarországon. Magasabb csúcsfrekvenciájú (>35 kHz) FM-QCF tájékozódási hangjaik (egy rövid ideig tartó, de nagy frekvenciatartományt átfogó résszel indulnak és egy hosszabb ideig tartó, de csak kis frekvenciatartományt átfogó résszel zárulnak, 3. ábra) a szegélyek mentén való gyorsabb repüléshez és táplálkozáshoz alkalmazkodtak (Frey-Ehrenbold és mtsai. 2013).

(3) QCF-csoport, ami az alacsony 23–31 kHz tartományba eső, frekvenciamodulált résszel kezdődő – melynek hangsúlyossága a repülési körülmények függvényében változhat –, majd egy hosszabb, kvázi állandó frekvenciájú impulzusrésszel folytatódó hangokkal (3. ábra) tájékozódó fajokat foglalja magába, mint a közönséges késeidenevér (*Cnephaeus serotinus*), szőröskarú (*N. leisleri*) és rőt koraidenevér (*N. noctula*), valamint a fehértorkú denevér (*Vespertilio murinus*). Ezek a hangok a nyílt térben való táplálkozáshoz ideálisak (Frey-Ehrenbold és mtsai. 2013).

Fontos megjegyezni, hogy az AudioMoth eszköz magas frekvenciatartományban mutatott korlátozott érzékenysége szűkíti a hangfelvételek sáv szélességét, ami hozzájárult a *Myotis* fajok együttes kezeléséhez. Emellett az eredmények értelmezését segítette, hogy azonosítottuk a *P. kuhlii/nathusii* csoporthoz tartozó szociális hangokat (ezek a tájékozódási hangoktól eltérően lehetővé teszik a két faj elkülönítését), azonban ezeket nem használtuk fel a statisztikai elemzésekben, mivel csak tíz mintavételi helyen fordultak elő.

Ezen kívül regisztráltuk az úgynevezett táplálkozási hangok előfordulását, amelyeket a hangimpulzusok gyorsuló ritmusa jellemez (Ratcliffe és mtsai. 2013), jelezve a zsákmány elfogására tett kísérleteket.



3. ábra - Az echolokációs hangimpulzusok típusai melyeket a kutatások során észleltünk: FM- *Myotis* fajok; QCF- *Nyctalus* fajok, *Cnephaeus serotinus*, *Vespertilio murinus*; FM-QCF- *Pipistrellus* fajok

4.1.3. Statisztikai elemzés

A denevéraktivitást használtuk a denevér abundancia mérőszámaként, mivel a passzív akusztikus mintavétellel nem lehet egyedeket megkülönböztetni. Az aktivitást az éjszaka során rögzített szekvenciák összegével határoztuk meg. Minden mintavételi pontnál kiszámítottuk az aktivitást fajok vagy fajcsoportok szerint, illetve fajoktól függetlenül, az összesített denevéraktivitást is. A további statisztikai értékelésből kizártuk a *B. barbastellus* (55 szekvencia) és a táplálkozási hangok (197 szekvencia) adatait, mivel ezekből kevés hangfelvételt rögzítettünk, így nem voltak elegendőek a statisztikai modellezéshez. A táplálkozási hangok rögzítési aránya általában alacsonyabb (pl.: Russo és Jones, 2003), mivel az echolokációs hangokkal ellentétben a denevérek csak akkor bocsátják ki, amikor a zsákmány pontos helyét határozzák meg. Továbbá, a táplálkozási hangok jellemzően alacsony intenzitású hangimpulzusokból állnak, ami megnehezíti a rögzítésüket.

A denevérek aktivitásának összehasonlításához a napelemparkban és más élőhelyeken általánosított lineáris kevert modelleket (GLMM) alkalmaztunk. Minden aktivitási változót – válaszváltozóként – negatív binomiális eloszlással modelleztünk, összesen kilenc különálló modellt készítve. Az élőhelytípust és a hónapot fix faktorként, a hőmérsékletet pedig folyamatos fix hatásként vettük figyelembe. A területet és a területen belüli élőhelyet is random hatásként vettük figyelembe, hogy kontrolláljuk a mintavételi pontok területfüggésének hatását mind a területeken belül, mind a területek között. A statisztikai elemzéseket az R „lme4”

csomagjának „glmer.nb” függvényével végeztük (Bates és mtsai. 2015). A többszörös összehasonlítások ellenőrzésére a denevéraktivitás különbségeit a napelemparkok és a többi élőhely között Dunnett-féle post-hoc teszttel vizsgáltuk a „multcomp” csomag „glht” funkciójával (Hothorn és mtsai. 2008). A boxplotokat a „ggplot2” csomaggal készítettük (Wickham 2016). A modell validálását pedig a „DHARMA” csomag segítségével végeztük (Hartig 2021). A modell reziduumainak térbeli autokorrelációját is megvizsgáltuk a Moran's I statisztika „spdep” csomagjának (Bivand 2020) segítségével, és nem találtunk szignifikáns térbeli autokorrelációt ($P > 0,10$). A modellek illeszkedésének értékeléséhez a „MuMin” R-csomag (Bartoń 2020) segítségével kiszámítottuk az egyes modellek marginális és feltételes R^2 értékét. A teljes modell eredményeit bemutatjuk, és mind a teljes, mind a nullmodellhez megadjuk az Akaike-információs kritérium (AIC) értékét.

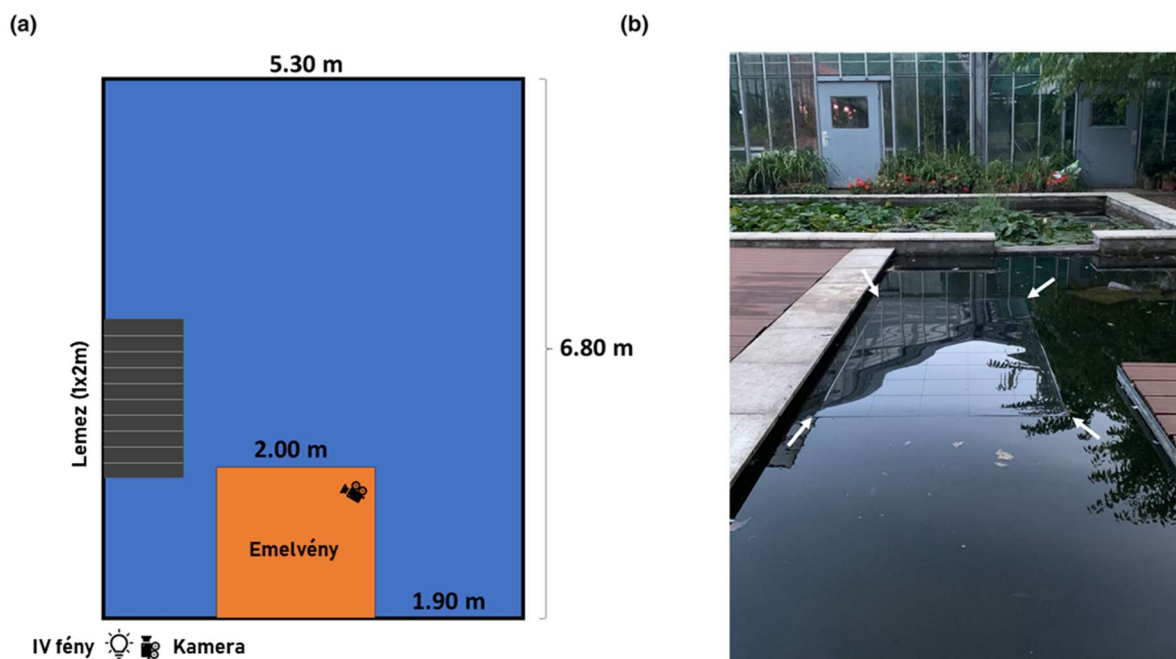
A denevérek élőhelyhasználatának közösségi szintű feltárása érdekében többváltozós feltáró elemzést végeztünk. A „vegan” csomag (Oksanen és mtsai. 2016) segítségével nem-metrikus többdimenziós skálázást (NMDS) alkalmaztunk a metaMDS függvény segítségével a fajok és fajcsoportok (kilenc változó) szekvencia számának logaritmikusan transzformált adatai alapján. Öt NMDS dimenziót generáltunk, amelyekhez a kiszámított stressz érték 0,081 volt, jelezve a jó illeszkedést. Ezen az ordináción keresztül az élőhelytípusok alacsony dimenziós térben, a fajösszetétel hasonlósága alapján jeleníthetők meg. A denevéreközösségek különböző élőhelyek közötti hasonlóságát vizuálisan, a pontfelhők átfedésével értékeltük ki.

4.2. A sima felületek megtévesztő hatásának mérséklési lehetőségei

4.2.1. Terepi kísérlet

A kísérleteket Budapesten az Eötvös Loránd Tudományegyetem botanikus kertjében ($47,4838^\circ \text{É}$, $19,0855^\circ \text{K}$) végeztük egy kisebb ($5,30 \times 6,80 \text{ m}$), $0,70 \text{ m}$ mélységű mesterséges tavacskánál (4. ábra). Az adatgyűjtés 2020 július végétől október elejéig 33 estén keresztül zajlott. A kísérleteket minden második este végeztük, így két kísérlet között zavartalan estétet biztosítva a denevérek számára. A vizsgálatok napnyugtakor kezdődtek és körülbelül 90 percig tartottak. A denevérek viselkedését a bemutatott sima felületek felett két normál sebességű kamerával (Sony HDR-SR5, 50 fps) rögzítettük éjszakai üzemmódban. Az érdeklődési terület megvilágítására infravörös fényt használtunk. 23 este hangfelvételt is készítettünk egy AudioMoth detektorral, hogy meghatározzuk a fajonkénti denevéraktivitást. Bár nem minden este történt hangfelvételezés, úgy véljük, hogy ezen mintanagyság alapján le tudtuk írni a leggyakoribb denevérfajokat és azok relatív előfordulását a kísérleti helyszínen. A tó egyik

oldalán egy 1×2 m-es területet (a vizsgálati terület) jelöltünk ki, ahol a különböző kezeléseket mutattuk be a denevéreknek (4. ábra). Az első kezelés a kontroll volt, ami a vízfelületet jelentette bármiféle mesterséges tárgy nélkül ($N=6$ éjszaka). A második kezelés egy sima fekete műanyag lap volt (1×2 m), amelyet közvetlenül, rés nélkül a vízfelület fölé helyeztünk, egy víz alá süllyesztett, állítható magasságú asztal segítségével ($N=5$ éjszaka). A további kezeléseket során fekete műanyag zsinórokat rögzítettünk a lemez tetejére, így módosítva annak sima felületét. A zsinórokat párhuzamosan helyeztük el a lap rövidebb oldalához viszonyítva, egymástól 20 cm távolságra (összesen kilenc szálat). A zsinórok átmérője 0,25, 0,50, 1,00, 1,50 és 2,50 mm volt ($N=3, 5, 3, 3, 3$ mintavételi éjszaka). Végezetül, egy további kezelést alkalmaztunk amikor a kilenc párhuzamos ($\varnothing 0,50$ mm) szál mellé 4 keresztirányú 0,50 mm átmérőjű zsinórt helyeztük el ($N=5$ éjszaka). Így összesen nyolc különböző kezelést kaptunk, amelyeket minden éjszaka véletlenszerűen alkalmaztunk, hogy kiküszöböljük azt az eshetőséget, hogy a denevérek hozzászokjanak az adott kezelésekhöz. Fontos megjegyezni, hogy a városi fények és a hold bizonyos mértékű megvilágítást adhattak, ami városi környezetben gyakori, de úgy gondoljuk, hogy a véletlenszerű kezeléseket alkalmazása és a fekete lap fekete zsinórokkal való használata minimalizálta a látás szerepét a denevérek viselkedésének összehasonlításában. Minden kísérlet megkezdése előtt a kísérleti tó többi részét gondosan befedtük levelekkel, ezzel biztosítva, hogy a denevérek kizárólag a kijelölt vizsgált területen próbáljanak inni. Az éjszakai kísérletek befejezése után a leveleket eltávolítottuk, így az esték további részén és a kísérletmentes éjszakákon is megfelelő ivási lehetőség állt a denevérek rendelkezésére.



4. ábra - A terepi kísérlet beállításai (a) elrendezés felülnézetben a tó és a lemez (érdeklődési terület) méreteivel, a két éjjellátó kamera (melyeket a videofelvételek készítéséhez alkalmaztunk) és az infravörös fény (amivel az érdeklődési területet világítottuk meg) helyzete (b) a vizsgálati terület fotója (a falevelek kiszórása előtt), fehér nyilakkal jelezve a lemez helyzetét.

4.2.2. Videó- és akusztikai elemzés

A videofelvételeket a BORIS szoftverrel (Behavioural Observation Research Interactive Software, Friard és Gamba 2016) elemeztük. Három viselkedési eseményt határoztunk meg: elsőként a „denevér áthaladás”-t, amikor a denevér 1 m-nél nem magasabban repült a vizsgált terület fölött, és a további lépéseknél csak ezeket az eseményeket vettük figyelembe. Az „ivást” olyan eseményként definiáltuk, amikor a denevér a kísérleti felület fölött a fejét lefelé hajtva repült, alsó állkapcsával érintve a víz vagy a lemez felületét. Fontos megjegyezni, hogy az „ivási” viselkedés során a denevér a hasával is érintheti a lemezt, anélkül, hogy hirtelen változtatna a repülés irányán. Ezzel szemben „ütközés”-ről akkor beszélünk, amikor a denevér nekirepül a lemeznek, és ez észlelhető, hirtelen változásokat okoz a repülés irányában és sebességében. A két kamera felvételei, amelyek különböző szögből rögzítettek, elegendő információt nyújtottak ahhoz, hogy pontosan meghatározhassuk a megfigyelt viselkedések kategóriáját.

Minden éjszaka esetében összegeztük az események számát kategóriánként és kiszámoltuk az ivás relatív előfordulását az „ivási” események számának és az összes „denevér áthaladások” számának hányadosaként. A felvételek átlagos hossza $86,15 \pm 3,10$ (átlag \pm SD)

perc volt. Egy még kiegyensúlyozottabb adathalmaz érdekében minden éjszakából az első 80 perc felvételét használtuk. Ebben az időtartamban az éjszakánként átlagosan előforduló „denevér áthaladások” száma $202,75 \pm 131,16$ volt.

A párhuzamos elrendezésű kezelés során az ivási események irányát a denevérek repülési útvonala és a zsinórokhoz viszonyított szög alapján elemeztük. Ehhez a két kamera felvételei alapján manuálisan meghatároztuk, hogy a denevérek párhuzamosan (0–10 fok), átlósan (10–80 fok) vagy merőlegesen (80–90 fok) közelítették-e meg a vizsgálati területet. Párhuzamos megközelítés esetén a denevérek a vizsgált terület rövidebb oldalát közelítették meg, a zsinórokkal nagyjából azonos irányban. Nem az volt a célunk, hogy pontosan mérjük a szöget, hanem hogy a megközelítési irányok jellemzésén keresztül azonosítsuk az egyes kezelésekhöz kapcsolódó viselkedési mintázatokat.

Az akusztikai elemzéshez itt is a Bat Detective programot (Mac Aodha és mtsai. 2018) használtuk a denevérhang-szekvenciák automatikus felismerésére. Ezt követően a Kaleidoscope Pro (Wildlife Acoustics) szoftvert használtuk a fajok automatikus azonosítására, majd a fajazonosítást manuálisan ellenőriztük Russ (2021) munkája alapján. Összesen 5312 denevérhang-szekvenciát észleltünk, amelyek közül 1867-et sikerült azonosítani. Ez a viszonylag alacsony sikerességi arány (35%) elsősorban annak köszönhető, hogy a Bat Detective program figyelemre méltó hatékonysággal detektálta a denevér hangokat még a nagyon zajos felvételeken is, ahol a fajok automatikus azonosítását az alacsony jel-zaj arány akadályozta. A rögzített hangok közül 449 szekvenciát közönséges késeidenevéreként (*C. serotinus*) és 358 szekvenciát rőt koraidenevéreként (*N. noctula*) azonosítottunk; azonban ezeket kizártuk a további elemzésekből, mivel ezek a nagyobb testű fajok általában magasan az érdeklődési terület fölött repültek. A vizsgált „áthaladási” és „ivási” viselkedést kizárólag kis méretű denevéreknél figyeltük meg a videofelvételeken. Összesen 1002 denevérhang-szekvenciát dokumentáltunk, amelyek három kis méretű denevér fajhoz (*H. savii*, *P. kuhlii* és *P. pipistrellus*) tartoztak.

Sajnos a viselkedési kísérletekről nem tudunk fajspecifikus következtetéseket levonni, mivel a vizsgálatba bevont fajok echológiai hangszekvenciái, amelyet a megközelítési fázis során bocsátanak ki, nagyon hasonlóak, az azonosítást pedig tovább nehezítette a több egyed együttes jelenléte a hangrögzítő hatótávolságán belül.

4.2.3. Statisztikai elemzés

A sima lemez önmagában kifejtett hatását a relatív ivási események előfordulásának összehasonlításával teszteltük a „vízfelület” és a „sima lemez zsinórok nélkül” kezelések között. Ehhez lineáris modellt építettünk az R 4.1.0 (R Core Team, 2021) „lm” függvényének

használatával, amelyben a kezelés volt a fix faktor, és az ivás relatív gyakorisága volt a függő változó. A modell feltételezéseit ebben az esetben, valamint az ezt követő esetekben is a „DHARMA” csomag (Hartig 2021) segítségével értékeltük.

Megvizsgáltuk, hogy az ivás aránya a legvékonyabb zsinórokat tartalmazó kezelésnél (átmérő: 0,25 mm) szignifikánsan kisebb volt-e a „sima lemez” kezeléshez képest. Itt a Wilcoxon rangösszeg tesztet („wilcox.test” függvény R-ben) alkalmaztuk, mivel az egyes csoportokon belüli variancia szignifikánsan kiegyensúlyozatlannak bizonyult.

Ezen kívül teszteltük azt a feltevésünket, hogy a zsinórok átmérője, mint folyamatos változó, befolyásolja-e a denevérek ivási viselkedését. Ehhez figyelembe vettük a „sima lemez” zsinórok nélküli kezelést (amit 0 mm-nek vettünk), valamint az összes olyan kezelést (Ø 0,25, 0,5, 1, 1,5, 2,5 mm), ahol párhuzamos zsinórok voltak. Figyelembe véve az ivási arány csökkenő mintázatát az átmérő növelésével, nem lineáris regressziós megközelítést alkalmaztunk a „drc” csomag „drm” függvényével (Ritz és mtsai. 2015). Exponenciálisan csökkenő modellt építettünk az alábbi egyenlet szerint:

$$f(x) = c + (d - c) * \exp\left(-\frac{x}{e}\right),$$

ahol a „c” meghatározza az aszimptotikus értéket, amelyhez a görbe közelít a végtelenben, a „d” határozza meg a görbe kezdeti értékét $x=0$ -nál, és az „e” befolyásolja a csökkenés meredekségét. A modellben az ivás relatív előfordulását függő folyamatos változóként, míg a zsinórok átmérőjét független folytonos változóként vettük figyelembe, ahol a zsinórok nélküli sima lemez kezelés átmérőjét 0 mm-nek vettük.

Vizsgáltuk továbbá a zsinórok elrendezésével kapcsolatos hipotézist is. Teszteltük, hogy az ivás aránya alacsonyabb volt-e a keresztezett zsinór elrendezés esetén, mint a párhuzamos elrendezés alkalmával. Mivel a lineáris modellek reziduális elemzésének eredménye nem felelt meg a feltételeknek, Wilcoxon rangsorösszeg-tesztet alkalmaztunk a „wilcox.test” funkcióval, amelyben a sima lemezen a párhuzamos (Ø 0,5 mm) és a keresztezett zsinór elrendezésű kezelések esetén vizsgáltuk az ivási események relatív gyakorisága közötti különbséget.

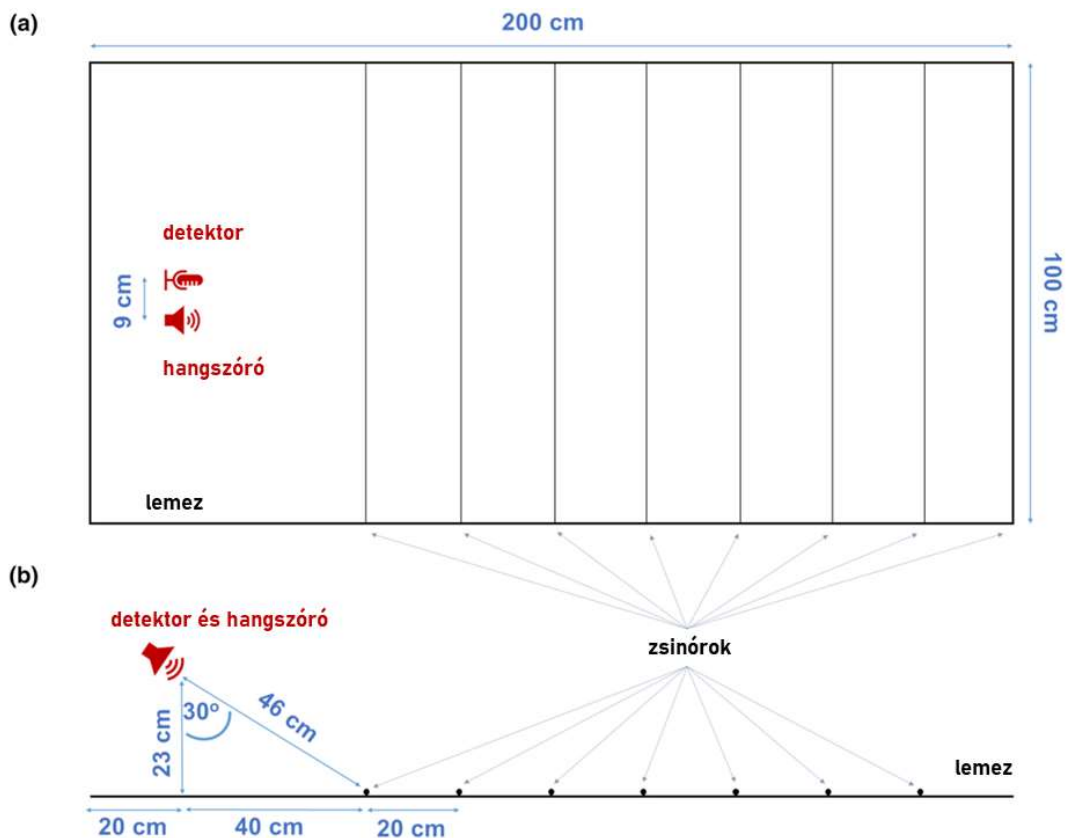
Minden statisztikai számítást R-ben végeztünk el. A grafikonokat a „ggplot2” (Wickham 2016) segítségével készítettük el.

4.2.4. Hangvisszajátszásos kísérlet

A hangvisszajátszásos kísérlethez először hangfájlokat készítettünk a „seewave” csomag (Sueur és mtsai. 2008) segítségével R-ben. Minden fájl 100 ismétlődő mesterséges echolokációs impulzust tartalmazott, amelyek 150 kHz-ről indultak és 1 kHz-ig csökkentek, 2

ms alatt, az impulzusok között 250 ms szünettel. Az így kapott hangfájlokat egy ultrahangos hangszórával (Apodemus BatLure, Apodemus Field Equipment, Mheer, Hollandia, ± 10 dB SPL 1-100 kHz) játszottunk le. A visszatérő visszhangokat pedig egy ultrahang detektorral (Pettersson D1000X, Pettersson Elektronik AB, Uppsala, Svédország) rögzítettük 500 kHz-es mintavételi frekvencián. Ebben az elrendezésben az első zsinórt a lemez rövidebb szélétől 60 cm-re, a további zsinórokat pedig 20 cm-re helyeztük el egymástól, párhuzamosan (5. ábra). Az öt különböző átmérőjű zsinórkészlet és a sima lemez esetén ugyanabban az elrendezésben végeztük el a kísérletet. A hangszórót és a detektort egymás mellé szereltük úgy, hogy a hangszóró és a mikrofon középpontja között kilenc cm volt. Egy állványra rögzítettük őket úgy, hogy a hangszóró középpontja 23 cm-rel a lemez fölött és 46 cm távolságban helyezkedjen el az első zsinórhoz képest, és a sima felülettel 30° -os dőlésszöget zárjon be (5. ábra).

Minden rögzített hangfájlból kivágtunk egy 100 impulzusból álló visszhangsorozatot, és egy saját készítésű kód segítségével az amplitúdógörbék alapján egymáshoz igazítottuk őket. Minden egyes visszhangsorozathoz megkaptuk a spektrogramokat (FFT - Fast Fourier Transformation - ablak hossza: 256, átfedés: 95%) a „seewave” csomag segítségével. Ezután kiszámítottuk az átlagos spektrogramot a 100 visszhangsorozat alapján. Az így kapott spektrogramok nemcsak a zsinórok visszhangját, hanem (1) a hangszóróból érkező közvetlen hangot és (2) a sima lemezről származó merőleges visszhangot is tartalmazták. Ahhoz, hogy megkapjuk azt a spektrogramot ami csak a zsinórok visszhangját tartalmazza, kivontuk a „zsinórok nélküli sima lemez” összehangolt spektrogramját a „zsinórokkal ellátott lemez” spektrogramjából. Ez az eljárás olyan spektrogramokat eredményezett, amelyekben kizárólag a húrok visszhangjainál jelentek meg pozitív intenzitásértékek, míg a többi hang elrejtésre került, így tisztább spektrogramokat kaptunk.



5. ábra - A hangvisszajátszásos kísérlet beállítása. Mind a hangszórót, mind a detektort a felület fölé szereltük, és 30 fokos szögben lefelé döntöttük, hogy így irányuljanak az első zsinór felé. Fontos megjegyezni, hogy ebben a kísérletben – a viselkedési kísérlettel ellentétben – eltávolítottuk az első két zsinórt, hogy utánozzuk a vízfelszint a lemez elülső részén (a képen bal oldalán), hasonlóan ahhoz a helyzethez, amikor egy denevér a vízfelszín felett közeledik a zsinórokkal ellátott lemezhez.

4.2.5. Analitikus módszerek

A zsinórok és a lemez visszaverődésének külön-külön történő vizsgálatához, valamint az átmérő visszahangerősségre gyakorolt hatásának széles paramétertartományban történő elemzéséhez numerikus szimulációs keretrendszert valósítottunk meg MATLAB 2022b (The MathWorks, Inc.) környezetben. Két különböző elrendezést vizsgáltunk, amelyekben a visszhang erősségét (1) egy lemez nélküli zsinórról és (2) egy sima felülethez rögzített zsinórról számoltuk ki. A keretrendszer lehetővé tette a visszavert hullámintenzitások becslését az akusztikus hullámegyenlet numerikus megoldásával az M1. ábrán látható geometriában. A szimuláció során kiszámítottuk a harmonikus szórt hangmezőket, amelyek a zsinórokról és a lemezről visszaverődnek egy tetszőleges forrásfrekvencián. Mivel a visszavert mezőkre analitikus kifejezések csak végtelen hosszú hengerekre és lemezekre állnak rendelkezésre, ezért mind a zsinórt, mind a lemezt végtelen kiterjedésűnek feltételeztük. Továbbá mind a zsinórt, mind a lemezt akusztikailag merevnek tekintettük (azaz a beeső hullám nem tudja őket elmozdítani). A keretrendszerben a hangforrást irányítatlan monopol hangforrásként

modelleztük. A visszavert jel erősségét a hangforrás pontján számoltuk ki, hasonlóan a hangvisszajátszásos kísérletben használt számításokhoz, ahol a lejátszó eszköz és a detektor közel volt egymáshoz.

Az egyes visszhang-erősségeket a Kuttruff (2017) akusztikus tükörforrás-módszer alapján számítottuk ki a másodrendű visszaverődésekig. A hangforrás alatti merev lemezről származó elsőrendű hangvisszaverődést, a hangforrás lemezre történő tükrözésével, majd a tükörforrás által keltett hangmező vevőhelyen történő kiértékelésével határoztuk meg. A végtelen, merev henger által létrehozott szórt mezőre analitikus kifejezés állt rendelkezésre, melyet a Williams (1999) (4.72) egyenlet adott meg, és lehetővé tette a húrról érkező elsőrendű visszaverődés kiszámítását. A másodrendű visszaverődéseket (azaz a zsinór és a lemez között keletkező visszaverődéseket) a tükrözött huzalról szórt forrás mezejének, valamint a tükörforrásnak a huzalról és a tükrözött huzalról szórt mezejének kiszámításával modellezzük. A szimulációk MATLAB kódja a firtha@hit.bme.hu címen igényelhető.

4.3. Az állattartó telepek jellemzőinek és a táj összetételének hatása a denevérek aktivitására

4.3.1. Adatgyűjtés

2020. június 3. és augusztus 30. között passzív akusztikus mintavételezést végeztünk Vas megyében, Magyarországon (M2. ábra). Az akusztikai felvételek napnyugtakor kezdődtek és minden mintavételi ponton 4 órán át tartottak. A napelemes mintavételhez hasonlóan ez esetben is AudioMoth detektorokat használtunk, ugyanolyan beállításokkal (mintavételi frekvencia: 250 kHz; gain: közepes, felvételek hossza: 295 mp, 5 mp szünetekkel). A készülékeket 3-5 méteres magasságban rögzítettük a növényzetre. A hangfelvételeket minden mintavételi ponton egy éjszakán át végeztük. A felvételeket kedvező időjárási körülmények között, azaz csapadékmentes, szélsendes éjszakákon végeztük. A mintavételi pontok aktuális hőmérsékletét az AudioMoth készülékek által készített fájlokból nyertük ki, ami alapján a mintavételi helyek átlagos hőmérséklete a felvételek időpontjában $26,3 \pm 3,6$ °C volt (átlag \pm SD).

Összesen 199 mintavételi pontról gyűjtöttünk adatokat különböző élőhelyekről (M3 táblázat). 92 mintavételi pont 35 állattartó telepről származott. Minden gazdaságban 1-5 detektort ($2,6 \pm 1,0$) helyeztünk el különböző távolságokban, az állattartó épületek 50 m-es körzetében ($12,0 \pm 12,7$ m) (M3. ábra). Szarvasmarha (N = 20), ló (N = 7) és vegyes állományokat tartó gazdaságokban – ahol a szarvasmarha- vagy lófajták mellett más állatok,

mint a magyar szürkemarha, szamár, bölény, juh, sertés és csirke is előfordult – (N = 8) mintáztunk. Az állományméretek a lovak esetében 4-60 (18,3 ± 19,3), a szarvasmarhák esetében 10-1000 (262,5 ± 306,5), a vegyes gazdaságok esetében pedig 15-522 (138,4 ± 168,5) egyed között mozogtak. A gazdaságok különböző távolságban helyezkedtek el a legközelebbi település szélétől, 0 és 1860 m között (350 ± 470 m). Általánosságban elmondható, hogy a legtöbb szarvasmarha-tenyésztő telep hasonló gazdálkodási gyakorlatot alkalmazott. Mivel a legtöbb szarvasmarha-tenyésztő telep intenzív tejtermelő gazdaság volt, a teheneket teljesen vagy félig zárt istállókban tartották, ahol az állatok egész évben ellenőrzött környezetben, korlátozott területen tartózkodtak. Gyakran használtak kültéri legelőket is, de az állatok így is viszonylag kis területen tartózkodtak. Még a zárt istállókban tartott állatok esetében is az istállók oldalai/végei nyitottak voltak, így a rovarok és a denevérek szabadon be- és kijuthattak az épületekből.

A tájösszetétel leírásához a következő lépéseket hajtottuk végre. A Magyar Ökoszisztéma Alaptérképet (Tanács és mtsai. 2022) használtuk referencia adatbázisként, és a térbeli adatokat a QGIS 3.32.3 (Lima) programmal dolgoztuk fel (QGIS Development Team 2009). Ezután meghatároztuk a hat élőhelytípus – mezőgazdasági terület, mesterséges környezet, tűlevelű erdő, lombhullató erdő, gyepek, mesterséges környezetben található zöldterület – relatív gyakoriságát a mintavételi pontok körül 100, 250, 500, 1000, 2000 és 3000 méteres sugarú körben. Egy tájat egy adott élőhelytípushoz soroltunk, ha az adott élőhely dominált a 20 m-es rácscellában. Következésképpen azokat a területeket, ahol épületek és betonutak voltak a domináns elemek egy cellán belül, mesterséges környezetnek minősítettük. A sövényeket és a fasorokat, amelyeket gyakran betonutak és épületek vettek körül a gazdaságokban, leginkább mesterséges környezetben található zöldterületeknek minősítettük. A táj összetétele a földrajzi lépték növekedésével változott, az urbanizált területek (mesterséges környezet és a mesterséges környezetben található zöldterületek) és a gyepek aránya csökkent, míg a mezőgazdasági területek és a fenyő- és tölgyerdők aránya nőtt (M4. ábra).

Az állattartó telepek mellett hat további élőhelytípusban végeztünk akusztikus mintavételeket, hogy összehasonlítsuk a denevéraktivitást az állattartó telepeken tapasztaltakkal. A mintavételi élőhelyeket úgy választottuk ki, hogy lefedjék a megye jellemző földhasználati típusait. Az élőhelyek besorolását az eszközök közvetlen környezete alapján végeztük. A „kontroll” élőhelyek közé tartoztak: szántóföldek (N = 12), gyepek (N = 15), tölgy (N = 25) és fenyőerdők (N = 17), település utak (N = 16) és a település zöldövezetek (N = 22). A szántóterületek kiterjedt kukorica-, napraforgó-, szója-, búzaföldeket tartalmaztak. A rétek és mezők gyepterületnek minősültek. A tölgyerdők közé soroltuk az őshonos tölgyfajok dominálta erdőket, beleértve a gyertyános kocsánytalan tölgyes (*Quercus petraea*-*Carpinetum*), a

gyertyános kocsányos tölgyes (*Quercus robur*-*Carpinus*) és csertölgyes (*Quercus petraea*-*Cerris*) erdőket. A nyugat-dunántúli erdeifenyő (*Pinus sylvestris*) állományokat és a tűlevelűek által dominált ültetvényeket a fenyőerdő kategóriába soroltuk. A település utak kategóriába azok a mintavételi pontok tartoztak melyek a falvak vagy városok központjában és utak mentén helyezkedtek el. A település, zöldövezet esetében az eszközöket temetőben, parkokban, arborétumokban és kastélykertekben helyeztük el. A legközelebbi mintavételi pontok közötti átlagos távolság 146 ± 176 m volt. Egy adott élőhely mintavételi pontjai 486 ± 704 m távolságra voltak más élőhelyek szélétől.

4.3.2. Akusztikai elemzés

A denevérhangok megkeresése és kivágása ez esetben is automatikusan történt a Bat Detective program (Mac Aodha és mtsai. 2018) és a korábban említett R szkript segítségével. A szekvenciák hossza 1 és 13,3 mp között változott ($2,23 \pm 1,80$ mp). Összesen 28412 denevérhang-szekvenciát azonosítottunk. A szekvenciákat a SonoChiro program (Biotop Society, Franciaország) segítségével automatikusan elemeztük. Ez a program felvételenként egyszerre legfeljebb három fajt képes detektálni, és mindegyikhez 0 és 10 közötti megbízhatósági indexet rendel, valamint a táplálkozási és szociális hangokat is megtalálja. Ezután eltávolítottuk a gyenge akusztikai információval rendelkező felvételeket, azaz a háromnál kevesebb hangimpulzust tartalmazó, gyenge minőségű felvételeket, ahol a megbízhatósági index 0 és 2 között volt, azaz „magas” hiba kockázattal rendelkeztek. A faj szintű azonosításnál csak az 5 vagy annál magasabb megbízhatósági index értékkel rendelkező felvételeket vettük figyelembe. Az 5-nél alacsonyabb értékek esetén fajcsoportokat használtunk (McHugh és mtsai. 2018; Toffoli és Rughetti 2020; Toffoli és Rughetti 2017). Azoknak a fájloknak az esetében, melyeken ritka vagy a területről nem ismert faj szerepelt, manuális ellenőrzést végeztünk. A fajok azonosítását ezekben az esetekben is szakirodalom alapján végeztük (Obrist és mtsai. 2004; Papadatou és mtsai. 2008; Pfalzer és Kusch 2003; Russo és Jones 2002; Walters és mtsai. 2012).

A következő fajokat azonosítottuk: *B. barbastellus*, *H. savii*, *P. pipistrellus*, *P. pygmaeus*. A magas megbízhatósági index ellenére azokban az esetekben is a fajcsoportokat alkalmaztuk, ha a denevérfajok akusztikai jellemzői nagymértékben átfednek. Ennek megfelelően ebben a kutatásban három csoportot képeztünk: (1) a *Myotis* spp.-t az összes magyarországi *Myotis*-faj számára és a (2) *P. kuhlii/nathusii* csoportot a *P. kuhlii* és a *P. nathusii* fajok számára, (3) *Nyctalus* spp., beleértve a *Nyctalus noctula* és a *N. leisleri* fajokat.

Minden egyes mintavételi pontra vonatkozóan kiszámítottuk a denevérhang-szekvenciák számát fajonként/fajcsoportonként, valamint a táplálkozási hangok és a

denevérhang-szekvenciák teljes számát, függetlenül a fajtól a mintavételi estékre vonatkozóan. Mivel a *H. savii* esetében 100-nál kevesebb észlelést rögzítettünk, ezeknek a fajoknak az adatait csak az (i) célkitűzés statisztikai elemzésébe vontuk be. A (ii) és (iii) célkitűzés esetében ezeket a fajokat a korlátozott mintanagyság miatt kizártuk, mivel az alacsony mintaelemszám veszélyeztetheti az elemzések statisztikai erejét és megbízhatóságát.

4.3.3. Statisztikai elemzés

Minden adatkezelés és statisztikai elemzés R környezetben készült (R Core Team 2021). A grafikonok készítéséhez a „ggplot2” könyvtárat használtuk (Wickham 2016). A nullára inflált általánosított lineáris kevert modelleket (GLMM) a „glmmTMB” könyvtár segítségével készítettük (Brooks és mtai. 2017). A modelldiagnosztikát a „DHARMA” könyvtár (Hartig 2022), a reziduumok eloszlását, a „performance” könyvtár (Lüdecke és mtai. 2021), a térbeli autokorreláció teszteléséhez a Moran's I autokorrelációs együtthatót pedig az „ape” könyvtár (Paradis és Schliep 2019) segítségével számítottuk ki

Az (i) célkitűzés – vagyis az állattartó telepeken előforduló denevérfajok jellemzése – érdekében meghatároztuk kiszámítottuk a telepenkénti átlagos szekvencia-számot annak érdekében, hogy minden telep azonos súllyal szerepeljen az elemzésben. Az eredményeket boxplotok segítségével vizuálisan ábrázoltuk. Összehasonlítottuk továbbá a denevérhang-szekvenciák számát az egyes fajok között (35 telep, összesen 92 mintavételi pontja alapján), általánosított lineáris kevert modellek felállításával. A denevérfajokat fix faktornak, a farm azonosítóját véletlen faktornak, a denevérhang-szekvenciák számát pedig válasz változónak tekintettük. Ebben a modellben és a kutatás összes további modelljében negatív binomiális hibaeloszlást használtunk a túlzott szórás kezelése érdekében. A post-hoc páronkénti többszörös összehasonlításhoz az „emmeans” könyvtárat (Lenth 2024) használtuk Tukey módszerrel a P-értékek korrigálásához.

A farmon belüli variancia meghatározásához teszteltük a denevéráktívitás különbségét az állattartó telepeken belül az épületekhez közeli és az épületektől távolabbi mintavételi pontok között. Ehhez csak azokat a gazdaságokat vettük figyelembe, ahol az épületekhez közeli és az épületektől távolabbi helyekről is rendelkezünk adatokkal (N = 16 állattartó gazdaság). Minden farm esetében egy, az épületektől körülbelül 1 m-re lévő mintavételi pontot („közeli”) és egy másik, az épületektől $16,6 \pm 5,1$ m távolságra lévő mintavételi pontot („távoli”) vettünk figyelembe. Két GLMM-et építettünk. Az elhelyezés összes szekvenciára gyakorolt hatásának tesztelésére az elhelyezést (közel vagy távol) bináris fix faktorként, a gazdaság azonosítóját pedig véletlen faktorként építettük be a modellekbe. A táplálkozási hangok számának vizsgálatához a denevérhang-szekvenciák számát adtuk hozzá központi fix hatásként, hogy

kontrolláljuk az általános denevéraktivitást. Mivel nem találtunk szignifikáns különbséget a denevéraktivásban az épületekhez közeli és távoli területek között, a közelségi faktort kizártuk a további statisztikai modellekből. Ehelyett az egyes farmokon belüli véletlenszerűen kiválasztottunk egy mintavételi pontot minden farmról, és ezeknek az egyedi pontoknak az aktivitási értékeit használtuk a későbbi elemzésekhez.

Számos tesztet végeztünk a különböző állattartó telepek, valamint az állattartó telepek és a kontroll élőhelyek közötti összehasonlításokhoz olyan GLMM-ek létrehozásával, amelyek esetében a tájösszetételt Tinsley és mtsai (2023) módszeréhez hasonlóan vettük figyelembe. A (ii) célkitűzés (állattartó telepek közötti összehasonlítások) esetében 100, 250, 500, 1000, 2000 és 3000 méteres sugarú léptékeket vettünk figyelembe, hogy lefedjük a helyi környezetet, ahol feltehetően a denevérek éjszakánként mozognak a pihenőhelyek és a táplálkozó-területek között (Laforge és mtsai. 2021). A (iii) célkitűzés (élőhelyek összehasonlítása) esetében azonban csak az 1000, 2000 és 3000 méteres skálákat vettük figyelembe, mivel a környező élőhelyek relatív gyakorisága nagymértékben korrelált a mintázott élőhelyekkel az 1000 m sugarúnál kisebb skálákon. A legjobb hatáskála megtalálása érdekében minden egyes élőhelytípus esetében a különböző skálákhoz tartozó relatív gyakoriságot egyenként bevontuk a modellekbe, és a „MuMin” csomag (Bartoń 2010) „dredge” funkciójának segítségével kiszámított AICc érték alapján kiválasztottuk azt a skálát, ahol a modell a legjobban magyarázta az adatokat. Ezután a következő statisztikák minden egyes lineáris modelljéhez bevontuk a hat környező élőhely (mezőgazdasági terület, tülevelű erdő, lombhullató erdő, gyeperdő, mesterséges környezet, zöldterület mesterséges környezetben) relatív gyakoriságát.

Az állattartó telepek jellemzőinek és a környező élőhelyek hatásának vizsgálata érdekében (ii célkitűzés) GLM-eket építettünk mind az egyes denevérfajok, mind az összesített denevéraktivitás és táplálkozási hangok számára. Válasz változóként vettük figyelembe az észlelt denevérhang-szekvenciák számát. Az állatállomány méretét log-transzformált folytonos fix hatásként kezeltük. A telepeken tartott állomány fajtaíit háromszintű fix hatásként építettük be a modellbe. A környező élőhelyek relatív gyakoriságát fix kovariánsként vettük figyelembe. Mivel a denevérek aktivitása évszakonként változhat, a hónapot random tényezőként vettük figyelembe. A mintavétel időpontjának átlaghőmérsékletét fix folyamatos kovariánsként vettük figyelembe. A táplálkozási hangok számának esetében a modell a denevérhang szekvenciák számát is tartalmazta véletlen interceptként, hogy kontrollálja az általános denevéraktivitást. Mivel a modellekbe több prediktort is bevontunk, modellszelekciós eljárást végeztünk, és a „MuMin” csomag „dredge” funkciójának segítségével kiválasztottuk azt a modellt, amely az AICc alapján a legjobban magyarázta az adatokat. Abban az esetben, ha az állományfajok

(„szarvasmarha”, „ló”, „vegyes”) is bekerültek a végső modellbe, Tukey post-hoc páronkénti összehasonlítást végeztünk erre a háromszintű tényezőre vonatkozóan.

A (iii) célkitűzés megvalósítása érdekében, összehasonlítottuk az állattartó telepek és a kontroll élőhelyek denevéraktivitását. Ez esetben is GLM-eket építettünk külön a vizsgált fajok hangszekvenciáinak számára, valamint az összes denevérhang-szekvenciára és táplálkozási hangokra. Az élőhely típusát (állattartó telep, szántóföld, gyeperdő, tölgyerdő, fenyőerdő, település, zöldövezet és település, utak) többszintű fix faktorként vontuk be a modellbe. Minden modellbe bevontuk a környező élőhelyek relatív gyakoriságát is, ahogyan azt korábban leírtuk. A hónapot random faktorként, a mintavételi órák átlaghőmérsékletét, fix folytonos kovariánsként építettük be a modellbe. Ahhoz a modellhez, amelyben a táplálkozási hangok száma volt a válasz változó, véletlenszerű interceptként az összes denevérhang-szekvencia számát is bevontuk. Bár nulla-inflált modelleket alkalmaztunk, ezek nem adtak reális variancia becsléseket azokban az esetekben, amikor egy élőhely kategória nulla elemet tartalmazott. E számítási probléma megoldása érdekében egyes élőhelykategóriákat összevontunk: a *B. barbastellus* esetében összevontuk a „települések zöldterületeit” a „települések útjaival” kategóriákat. Mivel a modellekbe több prediktort is bevontunk, modellválasztási eljárást végeztünk, és az AICc alapján kiválasztottuk azt a modellt, amelyik a legjobban magyarázta az adatokat. Abban az esetben, ha az élőhelynek szignifikáns hatása volt a végső modellben, Dunnett post-hoc tesztet végeztünk az „emmeans” könyvtárral oly módon, hogy az állattartó telep volt a referenciaszint, amelyet összehasonlítottunk az összes többi élőhellyel.

5. EREDMÉNYEK ÉS AZOK MEGBESZÉLÉSE

5.1. A napelemparkok denevérekre gyakorolt ökológiai hatásainak vizsgálata

A 15 mintavételi terület 190 mintavételi helyén összesen 29853 denevérhangot rögzítettünk, melyek alapján hat fajt és három fajcsoportot, valamint táplálkozási hangokat azonosítottunk (1. táblázat). A legkevesebb szekvencia a *B. barbastellus*-tól származott, amely főként erdőben fordult elő, de szántóföldi és gyepes élőhelyeken is kimutattuk. A többi fajt és fajcsoportot valamennyi élőhely típusban kimutattuk. A *P. kuhlii/nathusii* csoportba tartozó hangokat rögzítettük a legnagyobb számban (11835 szekvencia), amelyet a *N. noctula* (6906 szekvencia) követett. Összesen 197 táplálkozási hangot rögzítettünk.

1. Táblázat - Denevérek élőhely szerinti előfordulása A detektált denevérhang szekvenciák száma (fent) és a mintavételi pontok százalékos aránya, ahol a szekvencia előfordult (lent, zárójelben). A mintavételi pontok száma az oszlopok fejlécében van feltüntetve.

| | Napelempark (N=54) | Erdő (N=32) | Mezőgazdasági területek (N=46) | Gyep (N=21) | Település (N=27) | Vízpart (N=10) | Összesen (N=190) |
|------------------------------|-----------------------|----------------|--------------------------------------|----------------|---------------------|-------------------|-------------------------------|
| <i>B. barbastellus</i> | 0 (0,0) | 49 (12,5) | 5 (10,9) | 1 (4,8) | 0 (0,0) | 0 (0,0) | 55 (5,3) |
| <i>H. savii</i> | 307 (79,6) | 21 (28,1) | 253 (67,4) | 51 (71,4) | 1735 (88,9) | 160 (90,0) | 2527 (69,0) |
| <i>Myotis spp.</i> | 12 (11,1) | 137 (34,4) | 29 (23,9) | 34 (38,1) | 8 (14,8) | 10 (20,0) | 230 (22,1) |
| <i>N. leisleri</i> | 97 (64,8) | 77 (21,9) | 113 (58,7) | 33 (47,6) | 50 (63,0) | 52 (80,0) | 422 (54,7) |
| <i>N. noctula</i> | 1860 (98,2) | 327 (56,3) | 1509 (95,7) | 1104 (95,2) | 1723 (74,1) | 383 (100,0) | 6906 (86,8) |
| <i>P. kuhlii/P. nathusii</i> | 1586 (100,0) | 371 (53,1) | 1409 (97,8) | 472 (90,5) | 3487 (100,0) | 4510 (100,0) | 11835 (90,5) |
| <i>P. pipistrellus</i> | 53 (37,0) | 179 (43,8) | 77 (47,8) | 60 (81,0) | 282 (55,6) | 315 (60,0) | 966 (49,5) |
| <i>P. pygmaeus</i> | 57 (31,5) | 294 (40,6) | 32 (39,1) | 378 (81,1) | 47 (37,0) | 271 (40,0) | 1079 (41,6) |
| Qcf csoport | 411 (90,7) | 509 (78,1) | 595 (97,8) | 208 (100,0) | 498 (81,5) | 416 (100,0) | 2637 (90,5) |
| Táplálkozási hang | 32 (33,3) | 34 (21,9) | 41 (43,5) | 45 (57,1) | 23 (40,7) | 22 (70,0) | 197 (39,5) |
| Összes szekvencia | 4786 | 2459 | 4361 | 2689 | 9041 | 6517 | 29853 |

A napelemparkokban a *B. barbastellus* kivételével minden fajt és fajcsoportot kimutattunk. A *P. kuhlii/P. nathusii* és a *N. noctula* a napelemparkok mintavételi pontjainak több mint 98%-án előfordult (1. táblázat). A QCF csoportba tartozó hangok, a *H. savii* és a *N. leisleri* szintén jelen voltak a mintavételi pontok több mint 50%-án ebben az élőhelytípusban. A napelemparkokban táplálkozási hangokat is észleltünk a különböző fajokból: 14-et a *P. kuhlii/P. nathusii*, 10-et a *N. noctula*, kettőt a *H. savii* és a QCF-csoport, valamint egyet *P. pygmaeus* esetében.

Az észlelt szekvenciák száma több denevérfaj esetében is jelentős különbségeket mutatott a napelemparkok és a többi élőhelytípus között (6. ábra és 2. táblázat). A napelemparkokhoz képest a *H. savii*, *P. kuhlii*/*P. nathusii* és *N. noctula* aktivitása szignifikánsan alacsonyabb volt az erdőben, míg a *Myotis* spp. aktivitása szignifikánsan magasabb. A *Myotis* spp. csoport esetében szignifikánsan magasabb aktivitását, a *P. pygmaeus* esetében pedig magasabb aktivitási trendet tapasztaltunk gyepterületeken, a napelemparkokhoz képest. A településeken a *H. savii*, a *P. kuhlii*/*P. nathusii*, a *P. pipistrellus* aktivitása és az összesített denevéráktívitás szignifikánsan nagyobb volt, mint a napelemparkokban. A vízparti élőhelyeken a *P. kuhlii*/*P. nathusii*, a *P. pipistrellus*, a QCF csoport és az általános denevéráktívitás tekintetében is szignifikánsan több szekvenciát rögzítettünk, mint a napelemparkokban. A szántóföldek és a napelemparkok között nem találtunk szignifikáns különbséget a denevéráktívásban.

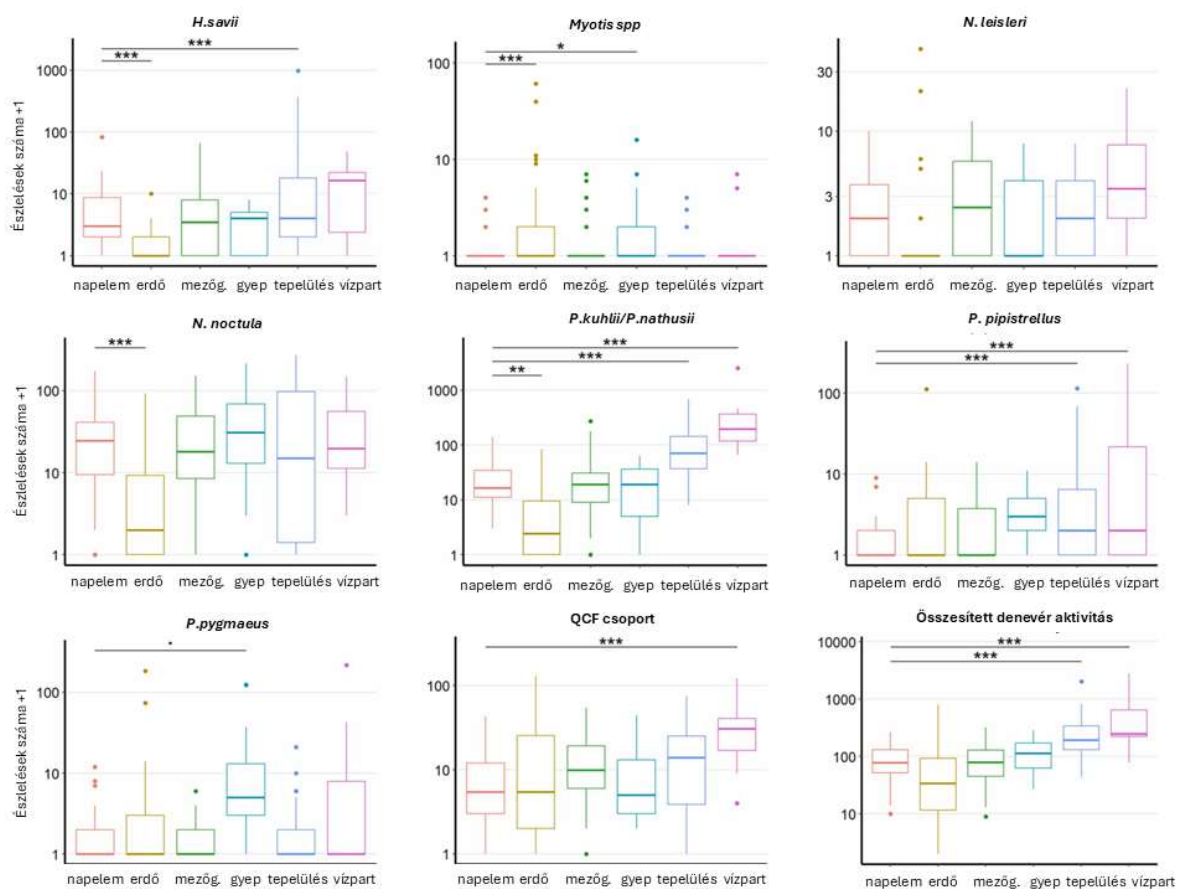
A *P. kuhlii*/*P. nathusii* csoport további vizsgálatához a manuálisan elemzett szociális hangokat is megnéztük, a *P. kuhlii* szociális hangjait két napelemparkból, két vízpartról, két gyepes élőhelyről és három településről mutattuk ki, míg a *P. nathusii* szociális hangjait két vízparti és egy szántóföldi élőhelyen észleltük, de napelemparkokban nem.

Az NMDS eredmények vizuális vizsgálata alapján jelentős átfedést találtunk a mintavételi pontok eloszlásában a különböző élőhelyekről származó denevérközösségekre vonatkozóan (7. ábra). A napelemparkok és a mezőgazdasági élőhelyek denevérközösségei voltak a leghasonlóbbak, mivel ezen élőhelyek pontfelhőinek középpontja volt a legközelebb, és a pontfelhők átfedése volt a legnagyobb az NMDS-térben.

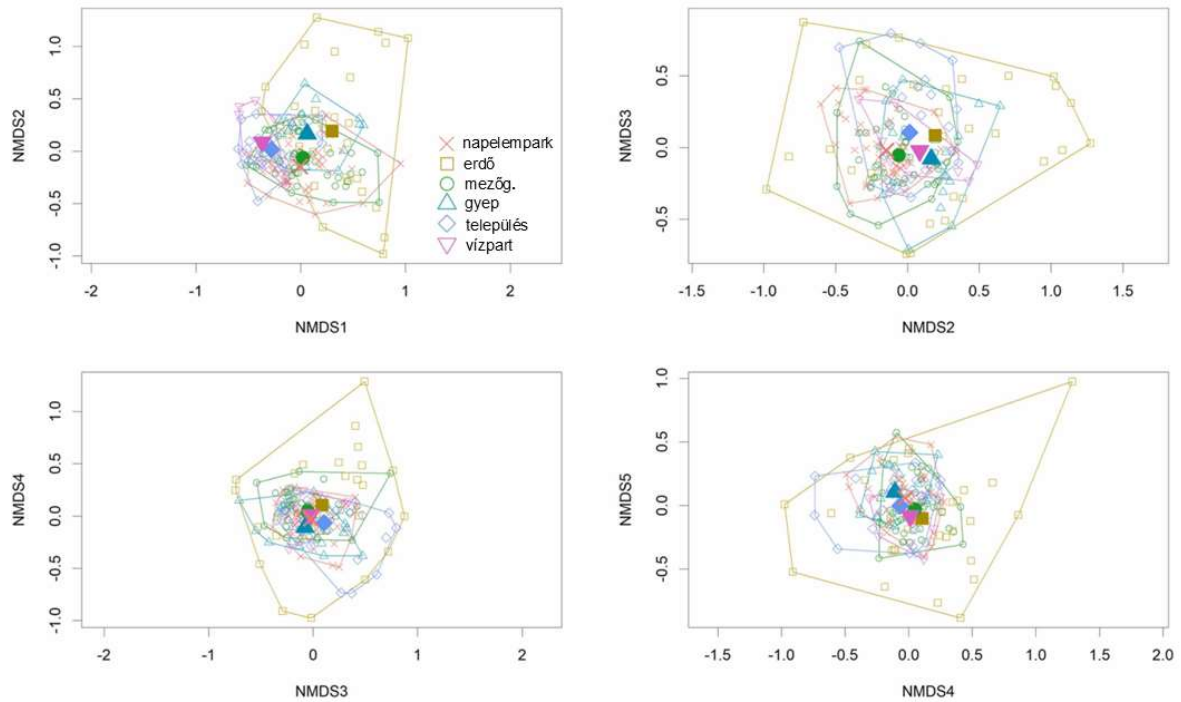
2. Táblázat - A napelemparkokkal való élőhely-összehasonlításhoz létrehozott GLMM-ek becsült modellparaméterei ($\beta \pm$ SE) és tesztstatistikái (Z és P értékek).

| | | <i>H. savii</i> | <i>Myotis</i> spp. | <i>N. leisleri</i> | <i>N. noctula</i> | <i>P. kuhlii/nathusii</i> | <i>P. pipistrellus</i> | <i>P. pygmaeus</i> | QCF | Összesített aktivitás |
|-----------------------|---------|------------------|--------------------|--------------------|-------------------|---------------------------|------------------------|--------------------|------------------|-----------------------|
| Erdő | β | -2,06 | 2,61 | -0,53 | -1,41 | -1,41 | 1,12 | 1,34 | 0,52 | -0,3 |
| | SE | 0,56 | 0,72 | 0,49 | 0,38 | 0,33 | 0,56 | 0,91 | 0,35 | 0,25 |
| | Z | -3,68 | 3,62 | -1,09 | -3,73 | -3,2 | 2,02 | 1,46 | 1,48 | -1,23 |
| | P | <0.001 | <0.001 | 0,81 | <0.001 | 0.007 | 0,17 | P 0,46 | P 0,43 | P 0,77 |
| Mezőgazdasági terület | β | 0,05 | 0,79 | 0,15 | -0,44 | -0,02 | 0,37 | 0,08 | 0,49 | -0,03 |
| | SE | 0,46 | 0,68 | 0,41 | 0,33 | 0,29 | 0,51 | 0,74 | 0,3 | 0,22 |
| | Z | 0,11 | 1,16 | 0,36 | -1,32 | -0,08 | 0,72 | 0,11 | 1,64 | -0,14 |
| | P | 1 | 0,74 | 0,99 | 0,62 | 1 | 0,93 | 1 | 0,33 | 1 |
| Gyep | β | -0,25 | 2,05 | 0,21 | 0,63 | -0,12 | 0,98 | 2,56 | 0,53 | 0,3 |
| | SE | 0,6 | 0,85 | 0,57 | 0,46 | 0,39 | 0,64 | 1,13 | 0,43 | 0,28 |
| | Z | -0,41 | 2,42 | 0,36 | 1,37 | -0,32 | 1,52 | 2,26 | 1,24 | 1,05 |
| | P | 1 | 0,03 | 0,99 | 0,51 | 1 | 0,43 | 0,08 | 0,58 | 0,2 |
| Település | β | 1,96 | 1,18 | 0,24 | -0,5 | 1,63 | 2,22 | 0,21 | 0,78 | 1,34 |
| | SE | 0,53 | 0,96 | 0,48 | 0,39 | 0,34 | 0,61 | 0,92 | 0,35 | 0,25 |
| | Z | 3,69 | 1,23 | 0,5 | -1,28 | 4,81 | 3,63 | 0,23 | 2,22 | 5,37 |
| | P | 0.001 | 0,86 | 0,98 | 0,77 | 0.001 | 0.001 | 1 | 0,11 | <0.001 |
| Vízpart | β | 1,29 | 2,44 | 1,07 | 0,71 | 2,53 | 3,43 | 2,12 | 1,77 | 1,77 |
| | SE | 0,73 | 1,32 | 0,64 | 0,56 | 0,48 | 0,85 | 1,24 | 0,48 | 0,33 |
| | Z | 1,77 | 1,85 | 1,68 | 1,26 | 5,25 | 4,04 | 1,72 | 3,68 | 5,32 |
| | P | 0,31 | 0,47 | 0,37 | 0,62 | <0.001 | <0.001 | 0,28 | <0.001 | <0.001 |
| Hőmérséklet | β | 0,09 | 0,08 | 0,08 | -0,13 | 0,09 | -0,01 | -0,07 | 0,03 | -0,04 |
| | SE | 0,05 | 0,09 | 0,05 | 0,04 | 0,03 | 0,08 | 0,07 | 0,04 | 0 |
| | Z | 2,03 | 0,84 | 1,67 | -3,09 | 3,22 | -0,08 | -0,98 | 0,99 | -8,83 |
| Hónap (8) | β | 0,8 | 0,94 | 0,99 | 0,77 | 0,2 | 0,93 | 1,14 | 0,46 | 0,08 |
| | SE | 0,49 | 0,95 | 0,5 | 0,67 | 0,3 | 0,96 | 0,85 | 0,39 | 0,32 |
| | Z | 1,64 | 0,99 | 1,98 | 1,15 | 0,66 | 0,97 | 1,32 | 1,2 | 0,25 |
| Hónap (9) | β | -0,24 | -0,67 | -0,13 | 1,62 | -0,54 | -0,41 | 0,96 | 0,1 | 0,12 |
| | SE | 0,4 | 0,82 | 0,43 | 0,54 | 0,24 | 0,84 | 0,67 | 0,32 | 0,26 |
| | Z | -0,61 | -0,82 | -0,31 | 2,99 | -2,23 | -0,49 | 1,45 | 0,32 | 0,45 |

| | | | | | | | | | | |
|-------------------|--|--------|-------|-------|--------|--------|-------|-------|--------|--------|
| AIC teljes modell | | 1007,7 | 396 | 723,6 | 1616,3 | 1717,3 | 758,2 | 671,6 | 1360,9 | 2212,1 |
| AIC Null modell | | 1024,5 | 393,1 | 718,1 | 1641,7 | 1759 | 763 | 668,9 | 1361 | 2244,5 |
| R2 marginális | | 0,376 | 0,131 | 0,122 | 0,361 | 0,466 | 0,193 | 0,183 | 0,134 | 0,367 |
| R2 függő | | 0,571 | 0,132 | 0,379 | 0,715 | 0,579 | 0,551 | 0,566 | 0,368 | 0,458 |



6. ábra - Az észlelt denevér hang szekvenciák száma a különböző élőhelyeken. A színek a különböző élőhelyeket jelölik. Az észlelések számának különbségeit csak a napelemparkok és a többi élőhely között vizsgáltuk. Megjegyezzük, hogy az adott élőhelyhez különböző számú terület tartozott, további információk az A1. táblázatban. A függőleges tengely logaritmusos skálán készült, és a boxplotok a maximális értékeket is tartalmazzák. A részletes statisztikai eredmények a 2 táblázatban találhatóak.



7. ábra - A nem-metrikus többdimenziós ordinációs elemzés kétdimenziós szórásdiagramjai (stresszérték: 0,081). A grafikonok a denevérközösségeket mutatják be 190 mintavételi ponton, hat különböző élőhelytípusban. Az élőhelyeket különböző színekkel és pontfórmákkal

5.2. A sima felületek megtévesztő hatásának mérséklési lehetőségei

5.2.1 Terepi kísérlet

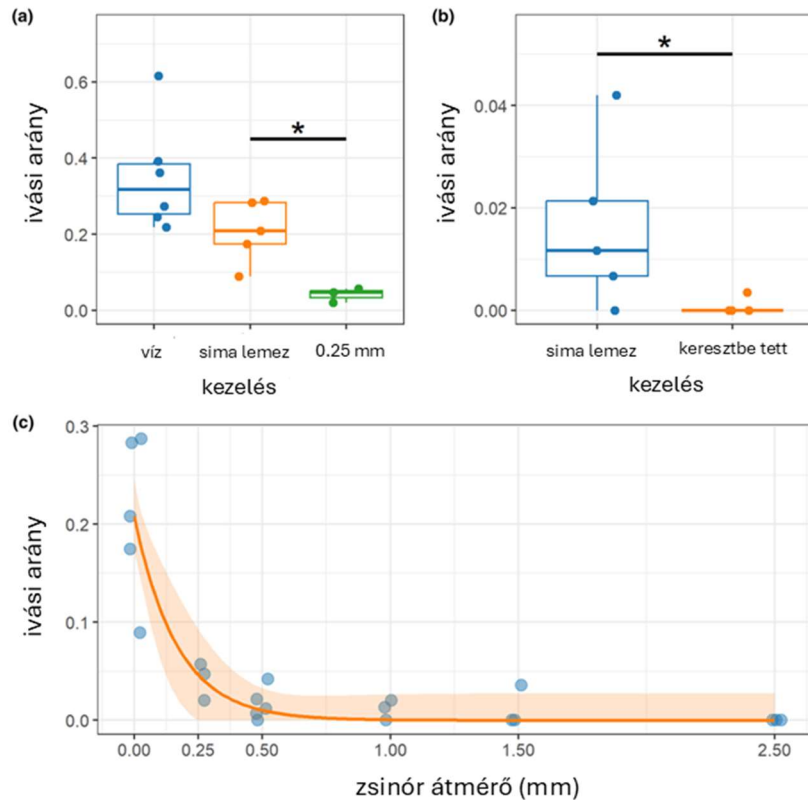
Összesen 6691 denevéráthaladást és 688 ivási eseményt rögzítettünk a 33 mintavételi éjszaka során. A vizsgálati terület felett csak a kisméretű denevérektől figyeltünk meg denevér áthaladást és ivási viselkedést. A 23 akusztikai mintavételi este felvételeinek elemzése során 1002 olyan echolokációs hang sorozatot azonosítottunk, amelyek kis testméretű denevérekhez tartoztak. Ezek közül 846 (84,4%) *Pipistrellus kuhlii*, 119 (11,9%) *Hypsugo savii*, 37 (3,7%) pedig *P. pipistrellus* denevérektől származott.

Nem figyeltük meg, hogy a denevérek leszálltak volna a lemezre vagy azzal ütköztek volna. A nyitott vízfelületen a denevérek az áthaladások 32%-ában (medián) mutattak ivási viselkedést, ami a zsinórok nélküli sima lemez felett 21%-ra csökkent; ez a különbség azonban statisztikailag nem volt szignifikáns (LM, $t = -1,93$, $F_{1,9} = 3,73$, $P = 0,085$, 8a. ábra). A 0,25 mm-es zsinórokkal ellátott lemez esetében szignifikánsan alacsonyabb volt az ivási események aránya, mint a zsinórok nélküli sima lemez esetében (egyoldalú Wilcoxon rangsorösszeg-teszt, $W = 15$, $P = 0,018$, 8a. ábra).

Az ivási arányt szignifikánsan alacsonyabbnak találtuk a keresztezett zsinór elrendezés esetén, mint párhuzamos elrendezésnél (egyoldalú Wilcoxon rangösszeg-teszt, $W = 22$, P -érték = 0,022). A párhuzamos zsinór elrendezéssel módosított lemez körül még előfordult néhány ivási esemény, de a keresztezett elrendezésnél már nem figyeltünk meg ivási kísérletet (8b. ábra).

Párhuzamos zsinórokkal ellátott sima lemezek esetén az átmérő növekedésével csökkenő tendenciát találtunk az ivási események arányában (8c. ábra). A legvastagabb zsinórokkal (2,5 mm) ellátott sima lemezzel végzett kísérlet során nem volt megfigyelhető ivási esemény. Az exponenciális lecsengési modell „d” és „e” paraméterei szignifikánsan eltértek 0-tól ($d = 0,208 \pm 0,018$, $t = 11,49$, $P < 0,001$, és $e = 0,167 \pm 0,066$, $t = 2,54$, $P = 0,020$), ami azt jelenti, hogy a sima lemezes kezeléshez képest szignifikánsan csökkenő mintázatot találtunk az ivási események arányában a zsinórok átmérőjének növekedésével. A „c” paraméter statisztikailag nem különbözött 0-tól ($c = 0,000 \pm 0,013$, $t = -0,02$, $P = 0,985$), ami azt jelzi, hogy az exponenciális bomlási függvény közelít a 0-hoz, és hogy a zsinór átmérőjének növekedésével az ivási arány 0-hoz közelít. A 0,25 és 0,5 mm-es zsinór átmérőnél ivási viselkedést mutató denevérek minden irányból közelítettek a lemezhez, azonban az 1-2,5 mm átmérő esetén nem figyeltünk meg merőleges ivási eseményeket.

A denevérek megközelítő repülési irányának becslése azt mutatta, hogy a denevérek minden irányból megközelítették a kísérleti területet (M5. ábra).

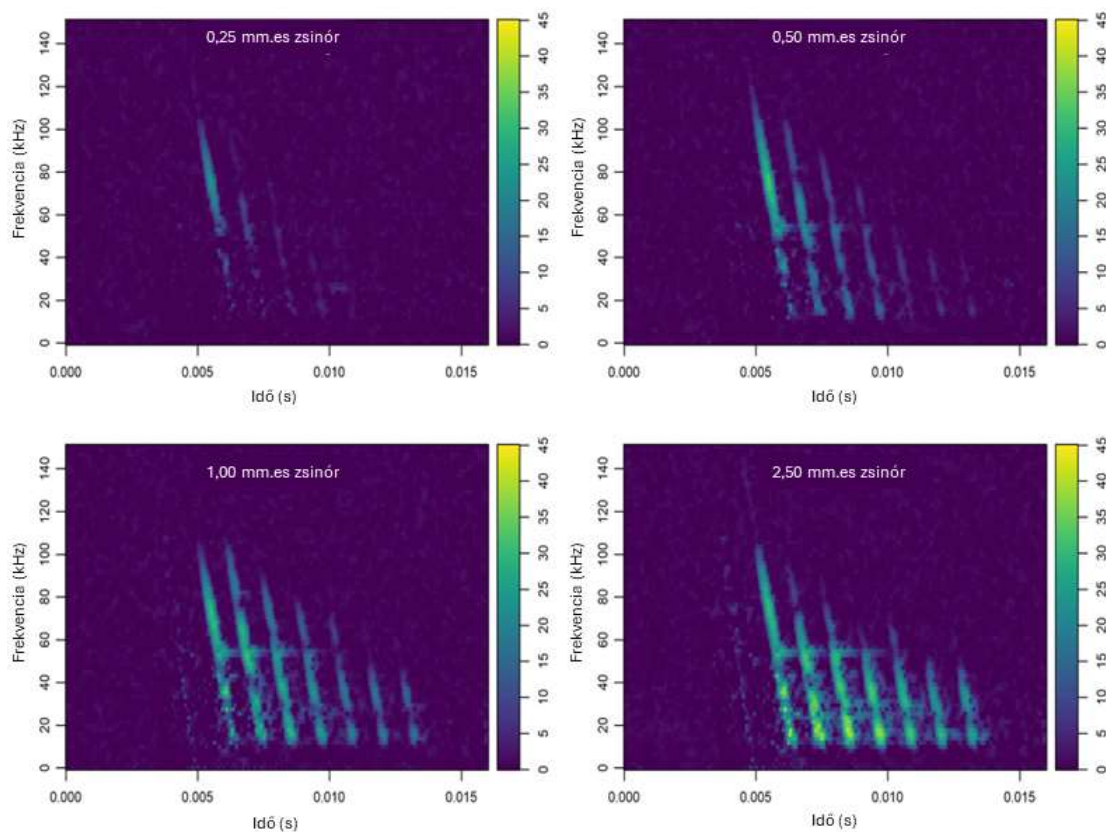


8. ábra - Különböző kezelések hatása a denevérek ivási viselkedésére. (a) Denevérek ivási viselkedése a víz, a sima lemez és 0,25 mm átmérőjű húrokkal allátott sima lemez felett, (b) a lemezre rögzített hurok elrendezésének hatása (0,5 mm-es átmérő esetén), (c) az ivási viselkedés exponenciálisan csökkent a húr átmérőjének függvényében, a sima lemez hurok nélkül 0 mm-nél látható. Minden pont egy mintavételi éjszaka ivási arányát jelenti, amely az ivási események számán és az összes denevér repülésén alapul.

5.2.2. Hangvisszajátszásos kísérlet

A hangvisszajátszásos kísérlet eredményei alátámasztják a feltételezésünket, hogy a visszhang erőssége a hurok átmérőjének függvénye, tehát a nagyobb átmérőjű hurok erősebb visszhangokat generálnak (9. ábra). Következésképpen, a legvékonyabb hurok (0,25 mm) a legvastagabb hurokhoz (2,50 mm) képest lényegesen gyengébb visszhangot eredményeztek. Ezenkívül a hurok számának növelése is erőteljesebb visszhangot generált, illetve, ahogy nőtt a zsinór átmérője a visszhangok viszonylag erősebb komponenseket tartalmaztak az alacsony frekvenciatartományban. A sima lemez tekintetében csak a hangszóróból érkező közvetlen

hangot és a lemezről merőlegesen visszaverődő hangot figyeltük meg (M6. ábra).



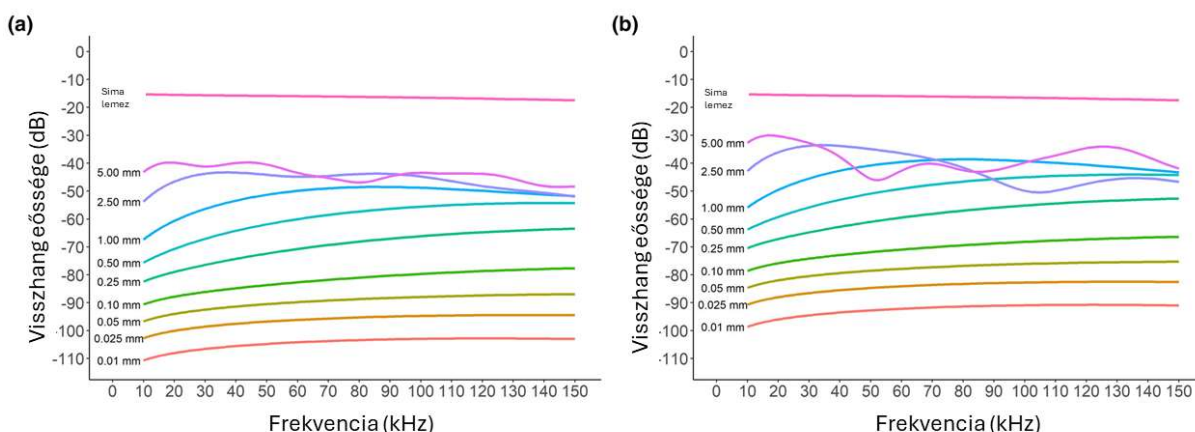
9. ábra - A hang visszajátszásos kísérlet visszhangspektrogramjai. Az ábrán csak a húrokról érkező visszhangok láthatók. A színes oszlopok a hangok relatív amplitúdóját mutatják dB-ben, miután a sima lemez spektrogramjából kivontuk a hurok spektrogramjait.

5.2.3. Analitikai eredmények

A matematikai számítások eredményei egyértelmű tendenciákat mutattak a visszhang erősségére vonatkozóan a beérkező hang frekvenciájának és a húr átmérőjének függvényében (10. ábra). A várakozásoknak megfelelően, a visszavert hang erőssége az átmérő és a frekvencia növekedésével egyaránt nőtt. Ez a tendencia különösen egyértelmű az alsó frekvenciatartományban 30 kHz-ig minden átmérőnél, valamint 30 kHz fölött egészen az 0,5 mm-es átmérőig. Azonban 30 kHz felett, 1-5 mm átmérőjű zsinóroknál a visszavert hang erőssége már csökkenő tendenciát mutat. Az 1 mm-es zsinóroknál az intenzitás 90 kHz felett kezdett csökkenni, míg a 2,50 és 5 mm átmérőjű zsinórok nagy szórással verték vissza a hangot.

A sima lemeztől származó merőleges visszhang erőssége a frekvencia növekedésével a vizsgált frekvenciatartományban csak kismértékű csökkenést mutatott, és körülbelül 15 dB-lel magasabb volt, mint a zsinórok legerősebb visszhangja. A visszavert hang erőssége körülbelül

10 dB-lel volt magasabb azokban az esetekben, amikor a zsinórokat a sima felületre helyezték, mint amikor azokat egyedül, sima felület nélkül mutatták be (10a. ábra vs. 10b. ábra).



10. ábra - A különböző átmérőjű zsinórokról érkező visszhangok erőssége. A számításokat (a) lemez nélküli zsinórokra és (b) sima lemez felületére helyezett zsinórok esetében is elvégeztük, modellezve egy nem irányított hangosítási helyzetet. Referenciaként a sima lemezről való visszhangok is feltüntetésre kerültek. A vonalak színe a különböző átmérőjű zsinórokat (0,01–5 mm) és a sima lemezt jelölik.

5.3. Az állattartó telepek jellemzőinek és a táj összetételének hatása a denevérek aktivitására

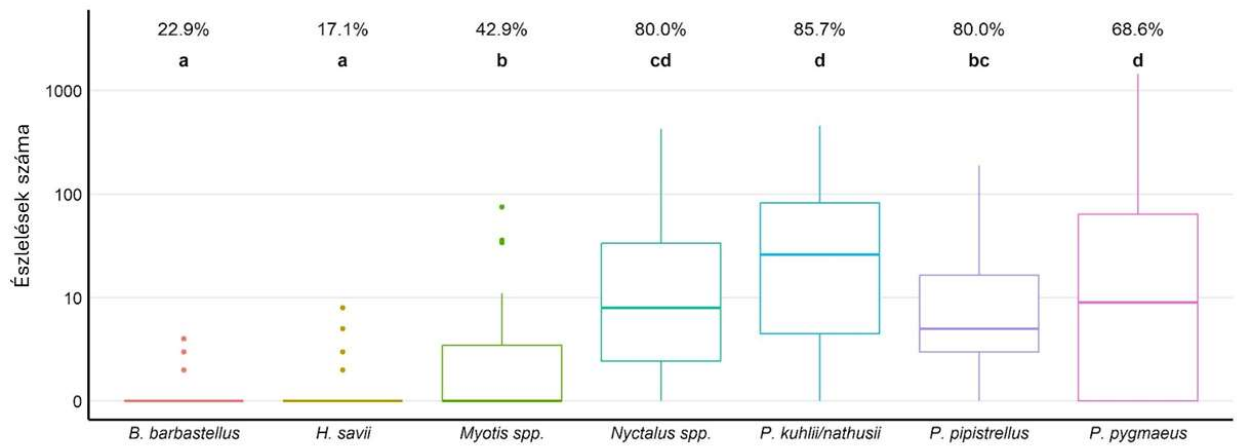
Összesen 28412 denevérhang-szekvenciát detektáltunk melyek 44,8%-át (12722 szekvenciát) sikerült azonosítanunk a SonoChiro programmal. Az észlelt szekvenciák száma 0 és 1940 között változott a mintavételi pontokon (átlagosan $142,7 \pm 241,8$ szekvencia \pm SD). A leggyakoribb denevértaxonok, amelyeket az állattartó telepeken találtunk, a *Nyctalus spp.*, a *P. kuhlii/nathusii*, a *P. pipistrellus* és a *P. pygmaeus* voltak, több mint 68%-os gyakorisággal a vizsgált állattartó telepeken (11. ábra; 3. táblázat). Ezeknél a fajoknál regisztráltuk a legtöbb denevérhang-szekvenciát is, egyes esetekben több, mint 100 detektálással, a *P. pygmaeus* esetében pedig alkalmanként több mint 1000 szekvenciával. A denevérhang-szekvenciák száma több faj esetében is jelentősen különbözött egymástól (11. ábra). A *B. barbastellus*, a *H. savii* és a *Myotis spp.* fajokat kevesebb állattartó telepen mutattuk ki, alacsonyabb számú szekvenciával. Az észlelt szociális hangok manuális elemzésével 208 szekvenciát találtunk, ami a *P. kuhlii*-hoz tartozott 13 különböző telepről, és 1 észlelést egy farmról a *P. nathusii* esetében.

A hangrögzítő eszközök elhelyezésének (közel vagy távol az épületektől) a telepen belül nem volt hatása az összes denevérhang-szekvencia számára ($\beta = -0,40 \pm 0,31$, $z = -1,30$, $p = 0,13$, $N = 16$) és a táplálkozási hangok számára ($\beta = -0,26 \pm 0,68$, $z = -0,38$, $p = 0,70$, $N = 16$). Néhány gazdaságban azonban az épületek közelében nagyobb számban rögzítettünk táplálkozási hangokat, 10, 16, 65 észleléssel a szarvasmarha-telepeken, és két másik vegyes

állatállományú telepen 1-1 észleléssel. Az épületektől távolabb észlelt összes táplálkozási hangot szarvasmarha telepeken rögzítettük (M7. ábra).

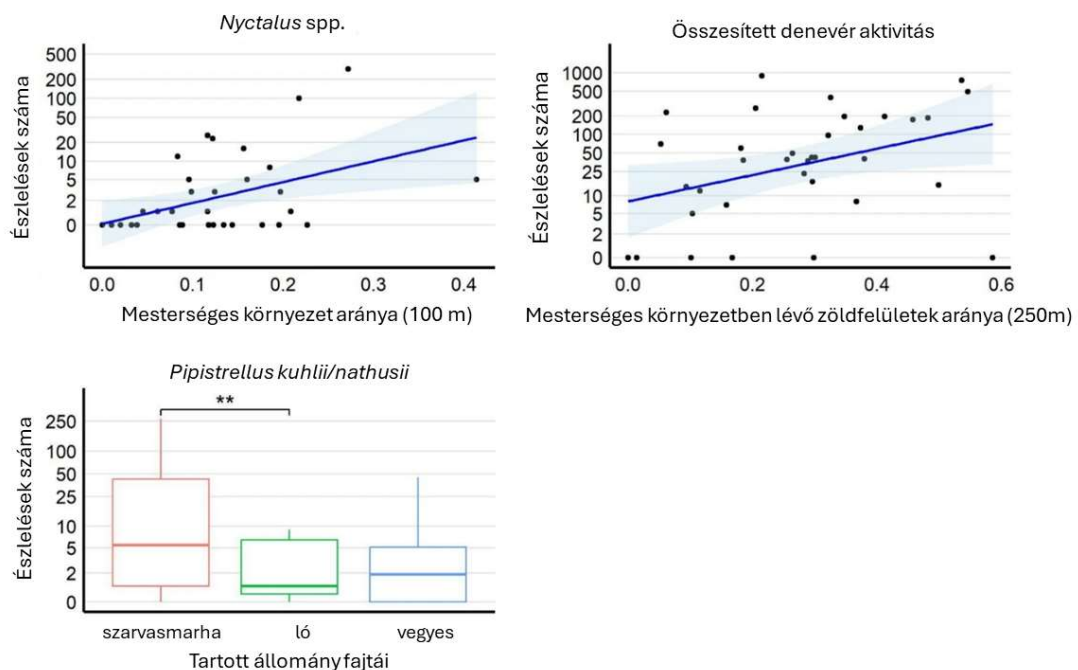
3. Táblázat - Különböző élőhelyekről származó denevérhang-sorozatok leírása és statisztikája. Minden cella tartalmazza a szekvenciák számát és átlagát \pm SD-t, valamint az adott faj előfordulási arányát a mintavételi pontokon, továbbá az összes azonosított táplálkozási hang és az összesített denevéráktivitásra vonatkozóan.

| Faj | Állattartó telep N = 92 | Szántóföld N = 12 | Gyep N = 15 | Tölgyes N = 25 | Fenyves N = 17 | Település zöldövezet N = 22 | Település utak N = 16 | Összes élőhely N = 199 |
|------------------------------|--------------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|
| <i>B. barbastellus</i> | 11 0,1 \pm 0,4 9,8 % | 3 0,2 \pm 0,5 25,0 % | 3 0,2 \pm 0,6 13,3 % | 80 3,2 \pm 6,4 52,0 % | 79 4,6 \pm 13,9 47,1 % | 1 0,0 \pm 0,2 4,5 % | 0 0,0 \pm 0,0 0,0 % | 177 0,9 \pm 4,8 18,1 % |
| <i>H. savii</i> | 16 0,2 \pm 0,9 6,5 % | 1 0,1 \pm 0,3 8, % | 2 0,1 \pm 0,5 6,7 % | 0 0,0 \pm 0,0 0,0 % | 2 0,1 \pm 0,5 5,9 % | 8 0,4 \pm 1,2 9,1 % | 9 0,6 \pm 1,0 31,2 % | 38 0,2 \pm 0,8 8,0 % |
| <i>Myotis spp.</i> | 188 2,0 \pm 8,9 27,2 % | 6 0,5 \pm 0,8 33,3 % | 45 3,0 \pm 4,5 40,0 % | 214 8,6 \pm 32,9 64,0 % | 86 5,1 \pm 12,0 47,1 % | 48 2,2 \pm 4,5 36,4 % | 5 0,3 \pm 0,9 12,5 % | 592 3,0 \pm 13,8 34,7 % |
| <i>Nyctalus spp.</i> | 1456 2,0 \pm 39,8 68,5 % | 53 4,4 \pm 8,4 66,7 % | 33 2,2 \pm 4,9 33,3 % | 2 0,1 \pm 0,1 8,0 % | 8 0,5 \pm 1,7 11,8 % | 25 1,1 \pm 2,7 36,4 % | 398 24,9 \pm 47,6 68,8 % | 1975 9,9 \pm 31,2 49,7 % |
| <i>P. kuhlii/ nathusii</i> | 2252 24,5 \pm 45,1 81,5 % | 21 1,8 \pm 3,7 50,0 % | 65 4,3 \pm 3,1 93,3 % | 70 2,8 \pm 10,3 24,0 % | 92 5,4 \pm 10,7 35,3 % | 78 3,5 \pm 5,2 59,1 % | 248 15,5 \pm 16,8 87,5 % | 2826 14,2 \pm 32,9 67,3 % |
| <i>P. pipistrellus</i> | 620 6,7 \pm 21,9 63,0 % | 14 1,2 \pm 1,7 41,7 % | 27 1,8 \pm 3,4 40,0 % | 83 3,3 \pm 10,8 32,0 % | 24 1,4 \pm 3,3 29,4 % | 47 2,1 \pm 3,0 54,5 % | 80 5,0 \pm 9,3 56,2 % | 895 4,5 \pm 15,8 51,8 % |
| <i>P. pygmaeus</i> | 3086 33,5 \pm 133,4 59,8 % | 19 1,6 \pm 2,8 66,7 % | 91 6,1 \pm 10,9 60,0 % | 257 10,3 \pm 21,1 64,0 % | 101 5,9 \pm 11,7 64,7 % | 2203 100,1 \pm 227,3 81,8 % | 231 14,4 \pm 33,4 75,0 % | 5988 30,1 \pm 120,8 64,8 % |
| Táplálkozási hangok | 177 1,9 \pm 7,8 23,9 % | 0 0,0 \pm 0,0 0,0 % | 1 0,1 \pm 0,3 6,7 % | 3 0,1 \pm 0,4 8,0 % | 1 0,1 \pm 0,2 5,9 % | 45 2,0 \pm 9,2 13,6 % | 4 0,2 \pm 0,8 12,5 % | 231 1,2 \pm 6,1 15,6 % |
| Összesített denevéráktivitás | 17494 190,2 \pm 261,9 92,4 % | 445 37,1 \pm 40,0 100,0 % | 665 44,3 \pm 43,5 100,0 % | 1326 53,0 \pm 103,4 84,0 % | 820 48,2 \pm 57,0 88,2 % | 4891 222,3 \pm 419,7 95,5 % | 2771 173,2 \pm 139,7 100,0 % | 28412 142,8 \pm 241,8 93,0 % |



11. ábra - Az észlelt denevérfajok aktivitása állattartó telepeken. A boxplotok az észlelt denevérszekvenciák számát ábrázolják, a felettük lévő számok az adott faj előfordulásának százalékos arányát jelzik az állattartó telepeken. A boxplotok feletti betűk a fajok közötti többszörös összehasonlítás eredményeit jelzik.

Az állattartó telepek közötti összehasonlítások során azt találtuk, hogy mind a gazdaságok jellemzői, mind a tájösszetétele befolyásolja a denevérek aktivitását (4. és M4. táblázat; 12. ábra). A telepeken tartott állatállomány faja szignifikánsan befolyásolta a *P. kuhlii/nathusii* aktivitást. A szarvasmarha telepeken szignifikánsan magasabb volt a *P. kuhlii/nathusii* fajpár aktivitása, mint a ló tartó telepeken. Szignifikáns pozitív kapcsolatot találtunk a *Nyctalus spp.* aktivitása és a környező mezőgazdasági terület, valamint a mesterséges környezet aránya között. Továbbá pozitív összefüggést találtunk az összesített denevérraktivitás és a mesterséges környezet zöldterületének aránya között is.



12. ábra A gazdaságok jellemzőinek és a környező táj típusainak hatása a denevérek általános és fajspecifikus aktivitására

4. Táblázat - Az állattartó telepek jellemzői és a környező tájtypusok denevéraktivitásra gyakorolt hatásának statisztikai eredményei

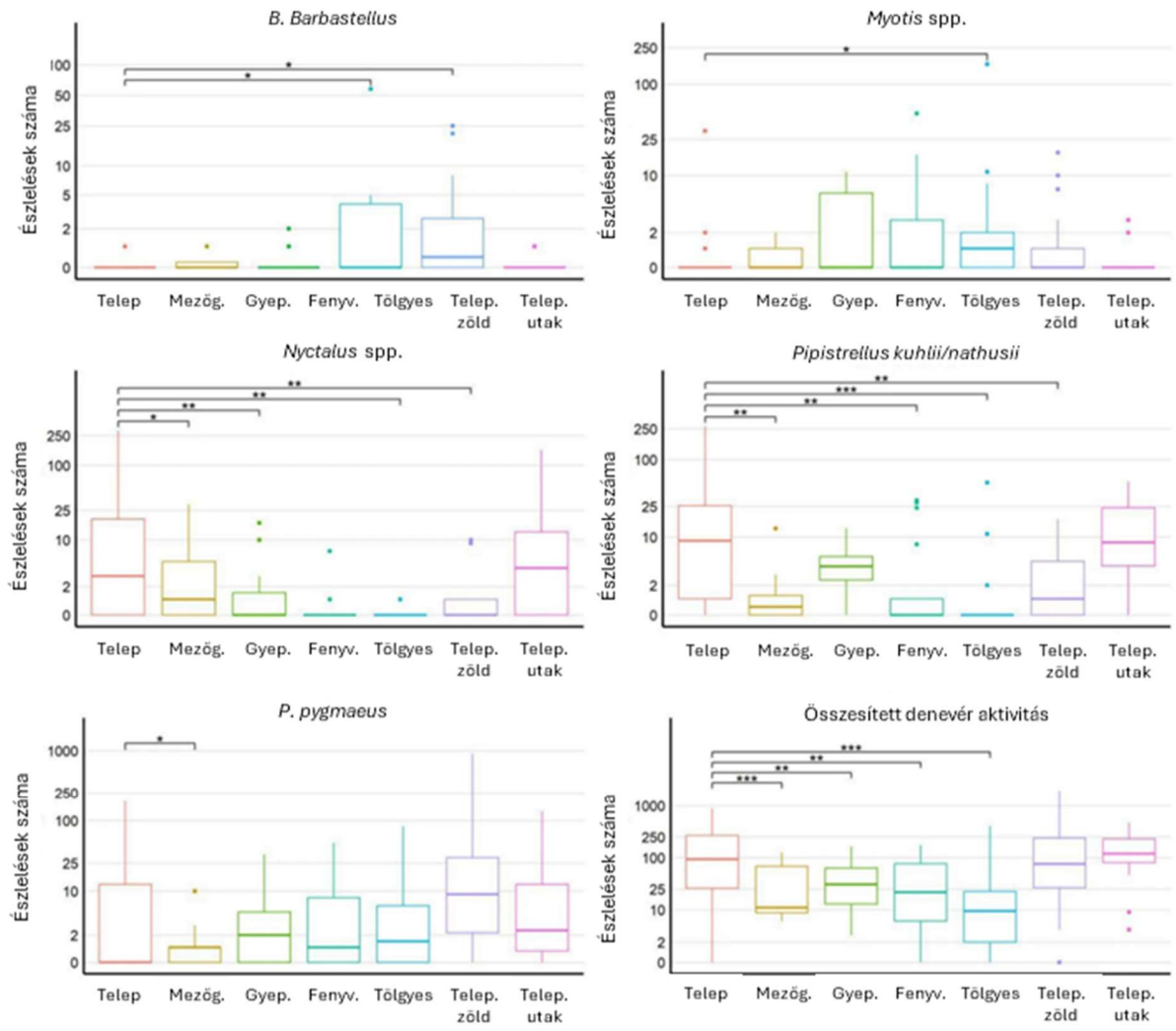
| Függő változó | Független változó | Becslés | Std. Error | Z | Pr(> z) |
|------------------------------|--|---------------|--------------|---------------|-------------------|
| <i>Nyctalus</i> spp. | | | | | |
| | Mesterséges környezet (250 m) | 21,085 | 5,658 | 3,727 | <0,001 |
| <i>P. kuhlii/nathusii</i> | | | | | |
| | Tartott állatfaj: ló | -2,318 | 0,750 | -3,727 | 0,002 |
| | Tartott állatfaj: vegyes | -0,602 | 0,816 | -0,737 | 0,461 |
| | Zöldterület mesterséges környezetben (250 m) | 2,995 | 2,167 | 1,363 | 0,173 |
| <i>P. pygmaeus</i> | | | | | |
| | Mesterséges környezet (500 m) | -16,750 | 9,395 | -1,783 | 0,075 |
| Összesített denevéraktivitás | | | | | |
| | Hőmérséklet | -0,168 | 0,076 | 2,210 | 0,027 |
| | Mesterséges környezetben lévő zöldterületek aránya (250m) | 4.783 | 1,725 | 2,772 | 0,006 |
| Táplálkozási hangok | | | | | |
| | Összes szekvencia | 0,005 | 0,001 | 5,538 | < 0,001 |
| | Hőmérséklet | -0,288 | 0,087 | -3,307 | 0,001 |

Az állattartó telepek és más élőhelyek denevéraktivitásának összehasonlításakor jelentős különbségeket figyeltünk meg a *B. barbastellus*, a *Nyctalus* spp., *Myotis* spp., a *P. kuhlii/nathusii* és a *P. pygmaeus*, valamint az összesített denevéraktivitás esetében (5. és M5 táblázat; 13. ábra). A post-hoc tesztek azt mutatták, hogy a denevéraktivitás szignifikánsan magasabb volt az állattartó telepeken a mezőgazdasági területekhez, a gyepekhez, a tölgyesekhez és a településeken lévő zöldterületéhez képest a *Nyctalus* spp. esetében. A *P. kuhlii/nathusii* fajcsoport esetében a szántóföldekhez, a két erdőtípushoz és a települések zöldterületéhez képest, a *P. pygmaeus* esetében pedig a szántóföldekhez képest találtunk magasabb aktivitást az állattartó telepeken. Azonban a *B. barbastellus* és a *Myotis* spp. esetében alacsonyabb aktivitást találtunk az állattartó telepeken, mint a tölgyerdőkben. Továbbá a *B. barbastellus* esetében a fenyvesekben is magasabb aktivitást tapasztaltunk, mint az állattartó telepeken.

5. Táblázat - A GLM-ek eredményei az élőhelyek összehasonlításához

| Faj/fajcsoport | Prediktorok | Becslés | Std. Error | Z | Pr(> z) |
|---------------------------|---|---------------|---------------|---------------|-------------------|
| <i>B. barbastellus</i> | | | | | |
| | hőmérséklet | 0,237 | 0,129 | 1,838 | 0,066 |
| | élőhely (mezőgazdasági terület) | 3,227 | 1,501 | 2,149 | 0,032 |
| | élőhely (gyep) | 2,403 | 1,467 | 1,638 | 0,102 |
| | élőhely (fenyőerdő) | 3,611 | 1,280 | 2,821 | 0,005 |
| | élőhely (tölgyerdő) | 3,779 | 1,263 | 3,016 | 0,003 |
| | élőhely (település) | -0,064 | 1,659 | -0,038 | 0,969 |
| | mezőgazdasági terület (1000 m) | -4,756 | 1,763 | -2,698 | 0,007 |
| <i>Myotis spp.</i> | | | | | |
| | élőhely (mezőgazdasági terület) | -0,211 | 1,038 | -0,204 | 0,839 |
| | élőhely (gyep) | 1,484 | 0,908 | 1,634 | 0,102 |
| | élőhely (fenyőerdő) | 2,009 | 0,8801 | 2,283 | 0,022 |
| | élőhely (tölgyerdő) | 2,271 | 0,795 | 2,857 | 0,004 |
| | élőhely (települési zöldterület) | 1,118 | 0,810 | 1,381 | 0,167 |
| | élőhely (településen utak) | -0,673 | 0,993 | -0,678 | 0,498 |
| <i>Nyctalus spp.</i> | | | | | |
| | élőhely (mezőgazdasági terület) | -2,047 | 0,691 | -2,961 | 0,000 |
| | élőhely (gyep) | -2,421 | 0,697 | -3,471 | 0,001 |
| | élőhely (fenyőerdő) | -1,726 | 1,132 | -1,525 | 0,127 |
| | élőhely (tölgyerdő) | -4,117 | 1,076 | -3,826 | < 0,001 |
| | élőhely (települési zöldterület) | -2,735 | 0,737 | -3,713 | < 0,001 |
| | élőhely (településen utak) | 0,154 | 0,685 | 0,225 | 0,882 |
| | mezőgazdasági terület (1000 m) | 2,961 | 1,335 | 2,218 | 0,027 |
| | zöld terület mesterséges környezetben (2000 m) | 8,634 | 3,705 | 2,331 | 0,020 |
| <i>P. kuhlii/nathusii</i> | | | | | |
| | hőmérséklet | 0,103 | 0,050 | 2,067 | 0,039 |
| | élőhely (mezőgazdasági terület) | -2,273 | 0,639 | -3,558 | < 0,001 |
| | élőhely (gyep) | -1,141 | 0,572 | -1,997 | 0,046 |
| | élőhely (fenyőerdő) | -1,730 | 0,515 | -3,357 | 0,001 |
| | élőhely (tölgyerdő) | -2,603 | 0,464 | -5,605 | < 0,001 |
| | élőhely (települési zöldterület) | -1,710 | 0,492 | -3,447 | 0,001 |
| | élőhely (településen utak) | 0,095 | 0,566 | 0,168 | 0,867 |
| <i>P. pipistrellus</i> | | | | | |

| | | | | | |
|---------------------------------|---|---------------|--------------|---------------|-------------------|
| | hőmérséklet | 0,174 | 0,057 | 3,058 | 0,002 |
| <i>P. pygmaeus</i> | | | | | |
| | élőhely (mezőgazdasági terület) | -2,251 | 0,722 | -3,120 | 0,002 |
| | élőhely (gyep) | -1,371 | 0,762 | -1,799 | 0,072 |
| | élőhely (fenyőerdő) | -1,715 | 0,796 | -2,154 | 0,031 |
| | élőhely (tölgyerdő) | -0,575 | 0,723 | -0,796 | 0,426 |
| | élőhely (települési zöldterület) | 1,380 | 0,596 | 2,315 | 0,021 |
| | élőhely (településen utak) | -0,626 | 0,675 | -0,927 | 0,354 |
| | mezőgazdasági terület (3000 m) | -4,266 | 1,565 | -2,725 | 0,006 |
| Összesített denevéraktivitás | | | | | |
| | élőhely (mezőgazdasági terület) | -1,824 | 0,438 | -4,164 | < 0.001 |
| | élőhely (gyep) | -1,424 | 0,419 | -3,398 | 0.001 |
| | élőhely (fenyőerdő) | -1,503 | 0,391 | -3,845 | < 0.001 |
| | élőhely (tölgyerdő) | -1,389 | 0,348 | -3,995 | <0.001 |
| | élőhely (települési zöldterület) | -0,100 | 0,360 | -0,279 | 0.781 |
| | élőhely (településen utak) | -0,194 | 0,399 | -0,487 | 0.626 |
| Táplálkozási hangok | | | | | |
| | összes szekvencia | 0.005 | 0.001 | 5.362 | < 0.001 |



13. ábra Denevérek aktivitása a vizsgált élőhelyeken az állattartó telepekhez képest. A boxplotok a faj/fajcsoport szerinti szekvenciák számát, valamint az összesített denevéraktivitást mutatják.

6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS A JAVASLATOK

6.1. A napelemparkok denevérekre gyakorolt ökológiai hatásainak vizsgálata

Kutatásunk során az elsők között vizsgáltuk az egyik legnagyobb ütemben terjedő megújuló energiaforrás denevérekre gyakorolt hatását akusztikus módszerekkel. Azt vártuk, hogy a napelemparkok a denevérek számára kedvezőtlen élőhelynek bizonyulnak, mivel gyakran homogén mezőkön helyezkednek el, ahol nincsenek természetes tájékozódást segítő tájelemek (fák, bokrok), ráadásul a napelemek sima felülete akusztikus tükör tulajdonságokkal rendelkezhet (Greif és Siemers 2010; Greif és mtsai. 2017). Ennek ellenére több denevérfaj esetében is jelentős aktivitást találtunk a napelemparkokban, ezért arra következtethetünk, hogy a tájékozódás sok denevér számára nem jelent problémát a napelemek közelében. Ezt magyarázhatja az, hogy a táblákat tartó fémszerkezetek elegendő támpontot nyújthatnak a denevérek számára a tájékozódáshoz. Ezt tovább erősíti, hogy az általában nagy magasságban repülő *Nyctalus* spp. és az alacsony frekvenciájú QCF-jeleket használó fajcsoport mellett (Ciechanowski 2015, Dietz és Kiefer 2016), *Pipistrellus* spp. fajok hangjait is nagy számban rögzítettük, amelyek általában alacsonyabb magasságban repülnek a zártabb élőhelyek, például fasorok és sövények mentén (Ciechanowski 2015, Dietz és Kiefer 2016).

A napelemparkok területén észlelt táplálkozási hangok bizonyították, hogy a denevérek nemcsak átrepülnek ezeken az élőhelyen, hanem táplálkoznak is ott. A napelemparkok esetében több mechanizmus feltételezünk melyek hozzájárulhatnak a rovarzsákmány jelenlétéhez. Először is, az általunk mintázott napelemparkok általában rendelkeztek némi alacsony lágyszárú aljnövényzettel, amely alkalmas élőhely lehet számos repülő rovertaxon számára, mint a hártványúak (*Hymenoptera*), a lepkék (*Lepidoptera*), a kétszárnyúak (*Diptera*) és az egyenesszárnyúak (*Orthoptera*) (Báldi és mtsai. 2013, Bonari és mtsai. 2017), amelyek táplálékforrást jelenthetnek a denevéreknek (Dietz és Kiefer, 2016, Kusch és Schmitz 2013, Rainho és mtsai. 2010). A panelek által létrehozott mikroklimatikus heterogenitás és a kedvező kezelési programok (ritkább- évi egy kaszálás, gyomirtó használat kerülése) eredményezte alacsonyabb szintű zavarás hozzájárulhat különböző ízeltlábú közösségek például pókok, futóbogarak és pollinátorok jelenlétéhez, a napelemparkok területén (Hamřík és mtsai. 2026; Tölgyesi és mtsai. 2025). Továbbá, bizonyos típusú napelemek mesterséges sima felületeinek fénypolarizációs mintázata vonzhat vízhez kötődő rovarokat, köztük egyes kétszárnyú (*Diptera*) bogár (*Coleoptera*) és poloska (*Heteroptera*) fajokat, valamint a kérészeket (*Ephemeroptera*), tegzeseket (*Trichoptera*) és szitakötőket (*Odonata*) (Horváth és mtsai. 2009, 2010, 2011). Ezek a rovarok több denevérfaj táplálékának jelentős részét teszik ki, köztük a rőt

koraidenevérét (*N. noctula*), a fehérszélű törpedenevérét (*P. kuhlii*) és a durvavitorlájú törpedenevérét (*P. nathusii*) (Dietz és Kiefer, 2016; Mackenzie és Oxford 1995), amelyek a napelemparkokban leggyakrabban észlelt fajok voltak, és mindegyiküktől regisztráltunk táplálkozási hangokat is. Mivel a kutatás során a rovarok jelenlétét nem vizsgáltuk, így csak feltételezhetjük, hogy mindkét rovarforrás hozzájárulhatott a napelemparkok rovarkínálatához, és elősegítheti a denevérek táplálékszerzését.

Az olyan denevérfajok, mint a *H. savii*, a *P. kuhlii* és a *N. noctula*, amelyek a városi környezethez is jól alkalmazkodtak (Ancillotto és mtsai. 2015, Gili és mtsai. 2020, Jung és Threlfall, 2016, Russo és Ancillotto, 2015, Zsebők és mtsai. 2012), nagy számban fordultak elő a napelemparkokban, ami arra utal, hogy ez az élőhely hasonló szelekciós nyomást gyakorolhat a denevérfajokra, mint az urbanizált területek. Míg a fény- és zajszennyezés valószínűleg alacsony a napelemparkokban, addig a sima felületek kiterjedése nagyobb lehet, mint a településeken. Eredményeink arra utalnak, hogy a napelemparkok táplálkozóterületként szolgálhatnak az antropogén környezethez sikeresen alkalmazkodott fajok számára. Ugyanakkor a napelemparkokban leggyakrabban előforduló fajokat (*H. savii* és a *P. kuhlii/nathusii*) is ritkábban észleltük ezen élőhelytípusban, mint a településeken. Ez az alacsonyabb aktivitás azt sugallja, hogy a napelemparkok kevésbé fontosak e fajok számára, amiben közre játszhat az élőhely alacsony diverzitása, valamint a megfelelő búvóhelyek és a fás növényzet hiánya. Fontos megjegyezni, hogy a *P. kuhlii* és a *P. nathusii* echológiai hangjait nem különítettük el a statisztikai elemzések során, mivel akusztikai jellemzőik nagymértékben átfednek. A napelemparkokban és településeken azonban csak a *P. kuhlii* szociális hangjait észleltük, a *P. nathusii*-ét nem. Továbbá, korábbi tanulmányok azt találták, hogy a *P. kuhlii* jóval nagyobb számban fordul elő a városi területeken, mint a *P. nathusii* (Ancillotto és mtsai. 2015; Zsebők és mtsai. 2012), így feltételezhetjük, hogy a *P. kuhlii* nemcsak a városi területeken, hanem a napelemparkokban is nagyobb számban fordul elő, mint a *P. nathusii*. A kérdés tisztázásához azonban további, nagyobb mintanagyságú és más mintavételi technikával kiegészített vizsgálatokra van szükség.

A különböző fajok eltérő módon alkalmazkodnak az új élőhelyekhez, ennek sikeressége alapján egyes tanulmányok győztes és vesztes fajokat különböztetnek meg (Dornelas és mtsai. 2019). A napelemparkok esetében egyes fajok – például a *H. savii*, a *N. noctula* és a *P. kuhlii* – képesek lehetnek kiaknázni a napelemparkok nyújtotta lehetőségeket, míg más fajok hátrányba kerülnek. A nyugati pisedenevért – mely természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű faj – például nem figyeltük meg a napelemparkok területén, és modellünk azt is kimutatta, hogy a *Myotis* fajok aktivitása szignifikánsan alacsonyabb volt a napelemparkokban, mint az erdőkben és a gyepeken. A *P. pygmaeus* aktivitása is alacsonyabb volt a napelemparkokban a

gyepekhöz képest. Ezek az eredmények arra utalnak, hogy bár ezek a fajok zárt, szegély- és nyílt élőhelyeken is előfordulnak, a napelemparkok szuboptimálisak lehetnek a számukra. A *B. barbastellus* és számos *Myotis* faj populációi sebezhetőnek bizonyulnak és mind Magyarországon mind Európa nagy részén védettek (Dietz és Kiefer, 2016, Froidevaux és mtsai. 2019, Mickleburgh és mtsai. 2002), ezért a naperőművek értékes természetes élőhelyeken belüli és azok közelében történő telepítése számos aggályt vet fel. Ezenkívül a *H. savii*, *N. noctula* és a *P. kuhlii* nagyobb aktivitását figyeltük meg a napelemparkokban, mint az erdőkben; azonban fontos megjegyezni ezen fajok elsődleges táplálékkereső területei nem a zárt erdőkben, hanem főként a nyílt és szegély élőhelyeken találhatóak (Dietz és Kiefer, 2016), továbbá az erdő sűrű növényzete csökkentheti ezen fajok kimutathatóságát.

Hasonló denevérközösségeket találtunk a napelemparkokban és szántóföldeken, ami arra utal, hogy ezek az élőhelyek hasonló ökológiai erőforrásokat biztosítanak egyes denevérfajok számára (Wickramasinghe és mtsai. 2003). Korábbi kutatások az intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló területeket az egyik legalkalmatlanabb élőhelynek találták a denevérek számára (Azam és mtsai. 2016). Az eredmények tehát azt sugallják, hogy a napelemparkok denevérközösségei leginkább a tájban előforduló „legrosszabb” élőhelyekre hasonlítanak, tehát a napelemparkok is meglehetősen szegényes élőhelynek számíthatnak. Számos tanulmány arra utal, hogy a mezőgazdasági élőhelyek heterogenitása és a lineáris elemek, például sövények jelenléte pozitívan befolyásolhatja a denevérek aktivitását (Froidevaux és mtsai. 2019, Monck-Whipp és mtsai. 2018). A napelemparkok környezetének bokrokkal és fasorokkal való tagolása ezért természetvédelmi célokból előnyös lehet. Meg kell azonban jegyeznünk, hogy sok, általunk vizsgált napelemparkot szántóföld vesz körül, ami szintén hozzájárulhat a két élőhelytípus denevérközösségeinek hasonlóságához.

Tanulmányunk az éjszaka első négy órájára összpontosított, azonban részletesebb aktivitási mintázatokat tárhatunk fel egész éjszakai mintavételezéssel, különösen az Audiomoth denevérdetektorok új funkcióinak, például a frekvenciaalapú triggerelés alkalmazásával, amely csökkenti az elemzendő felvételek számát (Froidevaux és mtsai. 2014). Több felvételi éjszaka minden mintavételi ponton tisztább mintázatokat tárhat fel, mivel így jobban figyelembe vehetők a biotikus és abiotikus környezeti sztochasztikus tényezők. Fontos megjegyezni azt is, hogy gyakorlati okokból csak az év nyári és kora őszi időszakában vettünk mintákat. A tavasz és az ősz második fele azonban eltérő aktivitási mintázatokat mutathat a denevérek esetében (Heim és mtsai. 2016, Vasko és mtsai. 2020) a zsákmány elérhetőségének változásai (Jonason és mtsai. 2014, Ruczyński és mtsai. 2020), a denevérfajok eltérő vándorlási mintázatai (Krauel és McCracken 2013), valamint a vándorló fiatal denevérek megjelenése (Racey 1982) miatt.

Mivel a napelemparkok száma várhatóan világszerte növekedni fog a közeljövőben, így részletesen meg kell értenünk ennek az élőhelynek az ökológiai szerepét. További vizsgálatokra van szükség annak feltárására, hogy mely rovarcsoportok kapcsolódhatnak a napelemparkok növényzetéhez, és melyeket vonzanak a napelem panelek. Érdeemes lenne részletesen rögzíteni a denevérek és más gerincesek viselkedését (beleértve a táplálkozást, a tájékozódást, az ivási kísérleteket és az ütközést) a napelemparkok területén. A napelemparkok méretének és heterogenitásának, a létesítmények elhelyezkedésének, a táji környezetének, valamint a napelemparkok tájra gyakorolt összesített hatásának vizsgálata jelentősen hozzájárulhat a természetvédelmi kezelések tervezéséhez.

Hasonló mérséklési hierarchiák kialakítását javasoljuk, mint amelyet a szélerőművek esetében kidolgoztak (Peste és mtsai. 2015). Ennek megfelelően a denevéreket is figyelembe vevő ökológiai hatásvizsgálatokat kell végezni a fotovoltaikus napelemparkok telepítése előtt. A biodiverzitás csökkenésének elkerülése érdekében; a napelemparkok telepítésekor figyelembe kell venni a diverzitásvesztés minimalizálását, vagy akár változatos élőhelyek kialakítását a létesítés során; a már működő napelemparkok esetében pedig kompenzációs intézkedéseket kell tenni. Fontos feltárni a denevérek napelempark-használatában mutatkozó eltéréseket a különböző földrajzi régiókban, hogy a fotovoltaikus napelemparkok kezelési stratégiáját a helyi rovar- és gerinces közösségekhez lehessen igazítani. Ezért javasoljuk a napelemparkok globális szintű monitorozását nemzetközi együttműködések keretében.

6.2. A sima felületek megtévesztő hatásának mérséklési lehetőségei

Eredményeink azt mutatták, hogy a denevérek mesterséges sima felületekről való ivási kísérleteinek száma csökkenthető, ha hosszú, egyenes, henger alakú tárgyakat (pl.: vékony zsinórokat) helyezünk a sima felületre. A zsinór átmérőjének növelése fokozta a mérséklő hatást, ezt a megállapítást a hangvisszajátszásos kísérlet és a matematikai modellezés is alátámasztotta. Empirikus bizonyítékot találtunk arra is, hogy a keresztezett mintázatú elrendezés alkalmazása, a párhuzamos elrendezéssel megegyező távolságok fenntartásával, növeli a mérséklő hatást.

Mind a hangvisszajátszásos kísérletben, mind a matematikai modellezésben a nagyobb átmérőjű zsinórok alkalmazása esetén jelentős növekedést figyeltünk meg a visszavert hang erősségében. Ennek megfelelően a viselkedési kísérlet során az ivási arány nemlineáris csökkenő tendenciát mutatott az átmérő növelésével. A kísérleti helyszínen három kis méretű denevérfajt figyeltünk meg (*H. savii*, *P. kuhlii* és *P. pipistrellus*), amelyek jellemzően 32 és 50 kHz közötti maximális energiájú echolokációs hangokat bocsátanak ki (Russo és Jones 2002).

Ez összecseng Sümer és mtsai. (2009) eredményeivel, akik az amerikai késeidenevért (*Eptesicus fuscus*) vizsgálták, amelynek egyedei 35 és 45 kHz közötti maximális amplitúdójú hangokat bocsátottak ki. Kísérletük során szintén nemlineáris mintázatot találtak a denevérek viselkedése és a zsinórok vertikális elrendezése tekintetében, a legnagyobb változást a 0,5 mm átmérőjű zsinórok esetén mutatták ki, ami eredményeinkhez hasonlóan. Greenfeld és mtsai. (2018) az eredményeinkhez hasonlóan azt találták, hogy a vízszintesen elhelyezett, 2 mm átmérőjű zsinórok könnyen észlelhetőek a *P. kuhlii* számára. Ezek a megállapítások mind arra utalnak, hogy a denevérek képesek érzékelni a különbséget a 0,25 mm átmérőjű zsinórokkal ellátott és zsinórok nélküli sima felületek között, mivel az ivási viselkedés jelentősen csökkent a zsinórok jelenléte mellett. Korábbi tanulmányok, melyek a levegőben függőlegesen kifeszített zsinórok észlelhetőségét vizsgálták azt mutatták, hogy a fogas levélorrú-denevér (*Asellia tridens*) számára a 0,05 mm (Gustafson és Schnitzler, 1979), az *E. fuscus* esetében pedig a 0,2 mm átmérőjű zsinórok már észlelhetőek voltak (Sümer és mtsai. 2009).

A hangvisszajátszásos kísérlet és a matematikai modellezés eredményei egyaránt azt mutatták, hogy a visszhang erőssége függ a hang frekvenciájától. Általánosságban elmondható, hogy a 10 és 150 kHz között kiadott hangok esetében körülbelül 5–10 dB-es növekedést tapasztaltunk a visszhang erősségében, ami azzal magyarázható, hogy magasabb frekvenciákon a jel rövidebb hullámhossza nagyobb visszaverődést okoz (Morse és Ingard 1986; Pye 1993; Houston és mtsai. 2004). Azonban 0,5 mm húrátmérő felett az interferenciajelenségek a visszhang intenzitásának erős ingadozását eredményezik, ami látszólagos intenzitáscsökkenésben nyilvánul meg (Morse és Ingard 1986; Pye 1993). A sima lemezen a visszhang erősségének enyhe csökkenése a növekvő frekvenciával párhuzamosan, valószínűleg a magasabb frekvenciákon jelentkező nagyobb légköri csillapításnak köszönhető. Következésképpen ezek az eredmények arra utalnak, hogy a húrátmérő további növelése, különösen 1 mm felett, főként alacsony frekvenciatartományban járul hozzá az erőteljesebb visszhang képződéséhez. A denevérfajokat célzó mérséklési intézkedések esetében ezt a jelenséget figyelembe kell venni, biztosítva, hogy a zsinór átmérője jól illeszkedjen a védeni kívánt faj/fajok által kibocsátott hangok hullámhosszaihoz. A hangvisszajátszásos kísérletünkben nemcsak az első húr visszhangjának intenzitása nőtt, hanem a zsinórkészlet további tagjai is jobban detektálhatóvá váltak az átmérő növekedésével. Ezért ezek az eredmények arra utalnak, hogy egy megfelelő átmérőjű zsinórkészlet inhomogén felületként tükrözi vissza a felületére érkező hangokat.

Technológiai korlátok miatt viselkedési kísérletünkből hiányoznak a fajspecifikus adatok. A modellezés eredményei alapján azonban, a kísérletünkben potenciálisan jelen lévő három denevérfaj esetében, egy adott átmérőjű zsinór hangvisszaverődésében csak kis

különbséget (körülbelül 5 dB-t vagy kevesebbet) várunk a maximális energia frekvenciatartományán (32-50 kHz) belül. Következésképpen nem jósolunk szignifikáns különbségeket ezen fajok ivási viselkedésében. Ezenkívül azt is feltételezzük, hogy az ebbe a tartományba eső vagy magasabb frekvenciájú hangokkal rendelkező denevérfajok sima felületekről való ivási kísérleteinek száma, már legalább 0,25 mm-es átmérőjű zsinórok kihelyezésével is csökkenthető.

A matematikai számítások kimutatták, hogy a sima felületre helyezett zsinórok körülbelül 10 dB-lel erősebb visszhangot képeztek, mint a felület nélküli zsinórok. Ennek magyarázata az, hogy nemcsak magának a zsinórnak a visszhangja, hanem a zsinór és a felület között képződő hangok visszaverődése is növeli a visszhang erősségét. Ezt a jelenséget írta le Siemers és mtsai. (2001) liszt kukacokkal végzett hangvisszajátszásos kísérletében, ahol kimutatták, hogy ez a jelenség hozzájárul a zsákmány észlelésének sikeréhez pl.: a természetben ez a víz felett vadászó denevérek esetében játszhat fontos szerepet (Siemers és mtsai. 2005). Ennek megfelelően, mivel az akusztikus tükröhatás hozzájárulhat a sima felületekre helyezett zsinórok észleléséhez, célszerű ezt a jelenséget kihasználni a jövőbeli mérséklési megközelítések tervezésénél.

Azt is megállapítottuk, hogy a zsinórok elrendezése befolyásolhatja a mérséklő hatást. A videofelvételek alapján megfigyeltük, hogy a denevérek különböző irányokból közelítették meg a kísérleti területet. Elméletileg a zsinórokról a hangforrás felé akkor várható a legnagyobb visszaverődés, ha a hang merőlegesen éri el a zsinórokat. Ezért a keresztezett mintázatban elrendezett zsinórok esetében nagyobb valószínűséggel vártunk erős visszhangot. Ennek megfelelően statisztikailag alacsonyabb számú ivási eseményt figyeltünk meg a különböző irányokból érkező denevér átrepülések során a keresztezett zsinórelrendezés esetén a párhuzamos elrendezéshez képest. Következésképpen a jövőbeli mérséklési módszerek tervezése során fontolóra kell venni a több irányban elrendezett jó hangvisszaverő képességű henger alakú tárgyak használatát.

Bár kutatásunk elsősorban vízszintes, sima felületek esetében összpontosított a denevérek ivási viselkedésének enyhítésére, kulcsfontosságú, hogy eredményeinket extrapoláljuk a ferde, sima felületekre is. Jelenleg hiányoznak a denevérek viselkedését vizsgáló publikált tanulmányok a 0 és 45 fok közötti dőlésszögű sima felületek esetében, a 45 és 90 fokos dőlésszögek esetében megfigyelt sima felületekkel történő ütközések megfigyelése ellenére (Greif és mtsai. 2017; Ingeme és mtsai. 2018). Az akusztikus tükrö jelenségére támaszkodva Greif és mtsai (2017) azt feltételezik, hogy a denevérek a sima felületeket vízként értelmezik, amikor alulról csak gyenge, előlről pedig semmilyen visszhangot nem érzékelnek. Ez a jelenség akkor is érvényes lehet, ha a sima felület hegyes szöget zár be. Ezért arra

számítunk, hogy a denevérek ivási viselkedését 45 fok alatti szögben is megfigyelhetjük a sima felületeken – ennek a hipotézisnek a tesztelése kísérleti vizsgálatot indokol. Ebben a tanulmányban bemutattuk, hogy a vékony zsinórok a sima felületen hatékonyan visszaverhetik a denevérek hangjait. Ennek a visszaverődésnek a mértéke főként a hangforrás és a húrok orientációja közötti szögtől függ, és hasonló visszaverődési eredményeket jósolunk, függetlenül a sima felület vízszinteshez viszonyított szögétől. Következésképpen, ha a denevérek egy bármilyen szögben elhelyezett sima felülethez közelednek, amelyen visszaverő felületet képező zsinórok vannak, akkor azt várjuk, hogy a zsinórok nyújtotta akusztikus jelzések segítik a denevérek orientációját, így mind az ivási, mind az ütközési események száma csökkenthető a módszer alkalmazásával.

Gyakorlati szempontból kulcsfontosságú meghatározni, hogy mely felületek tekinthetők akusztikus tükör szempontból simának. Tanulmányunkban sikeresen reprodukáltuk a vízfelszín simaságát egy sima felületű műanyaglap segítségével, amit az is bizonyít, hogy a denevérek ivási viselkedésében nem figyeltünk meg szignifikáns különbséget a két felület között. Greif és Siemers (2010) kimutatták, hogy az akusztikus tükör jelensége független a tárgy anyagától, ami arra utal, hogy bármely ember alkotta sima felület tájékozódási problémákat okozhat a denevérek számára. Míg Smotherman és mtsai. (2022) hangvisszajátszásos és viselkedési kísérleteket végeztek számszerűsített érdességű felületeken, kutatásuk azonban nem terjedt ki a felületek akusztikus tükör tulajdonságainak vizsgálatára. Elengedhetetlen hasonló vizsgálatok elvégzése, amelyek kvantitatívan meghatározzák a sima felületek érdességét antropogén környezetben, hogy megértsük azok akusztikus tulajdonságait. Fontos felismerni továbbá, hogy a hétköznapi tárgyak felületeinek simasága gyártónként változhat. Például a napelemeknél az üvegfelületek többféleképpen is bevonhatók (Mozumder és mtsai. 2019). Annak ellenére, hogy ezek a felületek tervezett simaságúak, enyhe érdességbeli eltéréseket mutathatnak, ami eltérő akusztikai tulajdonságokhoz vezethet. Ez rávilágít a további kutatások szükségességére ezen a területen.

Egy háromlépéses mérséklési tervet javasolunk, amelyben először is azonosítani kell a potenciálisan problémát okozó sima felületeket; másodsor, mérséklésre alkalmas tárgyakat kell alkalmazni ezeken a felületeken; végül pedig a módosított felületeket monitorozni kell a denevérek viselkedésében bekövetkező változások megfigyelése céljából. Potenciálisan minden nagyméretű sima felület, különböző dőlésszögekben, megzavarhatja a denevérek navigációját, mint például az ablakok, napelemek vagy az antropogén környezetben gyakran előforduló műanyag- vagy fémfelületek. Következésképpen lehetetlen minden ilyen tárgy felületét módosítani. Az erős veleszületett vízfelismerés, amely elsősorban a denevérek echolokációján alapul, arra készíti az egyedeket, hogy a vízszintes, sima, mesterséges

felületekről újra meg újra inni próbáljanak (Greif és Siemers 2010). Russo és mtsai. (2012) azonban természetes közegben az ivóhelyek fölé helyezett mesterséges sima felületek esetében minden átrepülő egyedtől csak néhány ismételt ivási kísérletet rögzítettek. Ez arra utal, hogy a denevérek ismételt sikertelen kísérletek esetén megpróbálják megváltoztatni az ivóhelyüket. Ennek megfelelően úgy véljük, hogy a maladaptív ivási viselkedés elsősorban azokban az esetekben lehet különösen energiaigényes, amikor a mesterséges sima felületek aránya lényegesen magasabb, mint a természetes vízfelületeké. Ez a jelenség nagyobb valószínűséggel fordul elő antropogén és száraz környezetben, például a sivatagi naperóművek esetében.

A sima felületek lokalizációja esetében potenciálisan a legnagyobb problémát a kolóniákhoz és a hibernálóhelyekhez való közelség jelentheti. Ingeme és mtsai. (2018) gyakori ütközéseket figyeltek meg fémlemezekkel, különösen fiatal denevér egyedek esetében, ami a sima felületekkel való ütközések elkerülésében való tapasztalat hiányára utal. Hasonlóképpen arra számítottunk, hogy a denevérek ingázási útvonalain a sima felületek növelhetik a velük való ütközések valószínűségét. Ezenkívül, ahogy fentebb részleteztük, a vízszinteshez közeli dőlésszögű mesterséges sima felületek, különösen száraz környezetben, kihívást jelenthetnek a denevérek számára a vízfelületek megtalálásában; ezért előnyös lehet az mérséklő technikák alkalmazása. Ami a felületmódosítást illeti, a természetvédelmi erőfeszítéseknek figyelembe kell venniük a célzott denevérfajt és annak echolokációs sajátosságait a módosításra alkalmazott zsinór átmérőjének kiválasztásakor. Ha azonban a nagyobb átmérővel rendelkező zsinórkészlet alkalmazása megvalósítható, akkor célszerű azt választani, hiszen ezek esetén várható, hogy a legsikeresebben enyhítik a sima felület megtévesztő hatását minden echolokációt használó denevérfaj esetében, függetlenül azok hangparamétereitől.

Bár kísérletünkben 20 cm-es térközt alkalmaztunk, és ezt megfelelőnek találtuk a *Pipistrellus/Hypsugo* fajok számára, azt is feltételezzük, hogy a kisebb térköz növelheti a mérséklő hatást, mivel növeli a visszaverő felületet. Feltételezzük, hogy megközelítésünk – egy vékony, látható és érdes akusztikusan jó visszaverő zsinór elhelyezése a felületen – széles körben alkalmazható olyan helyzetekben, amikor a felületet már nem lehet máshogy módosítani. A sima felületű termékek gyártóit azonban ösztönözzük, hogy denevérbarát felületeket készítsenek, figyelembe véve a felületek akusztikai jellemzőit és a denevérek érzékszervi ökológiájára összpontosító tanulmányok eredményeit.

További kutatásoknak a denevérek tájékozódásában szerepet játszó vizuális jelzésekre is összpontosítaniuk kell az akusztikus jelzések mellett, mivel az audio- és vizuális jelzések kombinált alkalmazása tovább fokozhatja az mérséklő hatást.

Míg Russo és mtsai (2012) a mesterséges felület színére vonatkozóan nem találtak megfigyelhető hatást, kimutatták, hogy egy lineáris fénysugár befolyásolja az *E. fuscus*

akadályelkerülését (Jones és Moss 2021), és hogy az *E. nilssonii* esetében a lepkék színe (fehér vs. sötét) befolyásolja a lepkék észlelését és a táplálkozási sikert (Jensen és mtsai. 2001; Eklöf és mtsai. 2002), ami arra utal, hogy a vizuális mintázatok hatásának további vizsgálata fontos lehet a mérséklési technikák kidolgozása szempontjából. Bár nincsenek ismereteink a környezeti fény vízfelismerésben betöltött szerepéről, korábbi tanulmányok kimutatták, hogy a denevérek a vizuális és az akusztikus információkat integráltan alkalmazzák a tájékozódásuk során (Orbach és Fenton 2010; Salles 2022). Ez utóbbi jelenség segíthet a denevéreknek a mesterséges sima felületek felismerésében, amikor természetes vagy mesterséges környezeti fénynek vannak kitéve.

Eredményeink azt mutatják, hogy az egymástól távol elhelyezkedő vékony, lineáris objektumok hatékonyak lehetnek az akusztikus szennyezés mérséklésében. Az ilyen lineáris struktúrák a felület viszonylag kis részét foglalhatják el, ami lehetővé teszi olyan alkalmazások fejlesztését, amelyek minimálisan befolyásolják az ablaküvegen keresztüli kilátást vagy a napelemek energiatermelését. Fontos megjegyezni, hogy a világos színű lineáris struktúrák alkalmazása további pozitív hatásokkal járhat a polarizált fényszennyezés hatásának mérséklésére is. Ezek alkalmazása – különösen a fekete, sima felületeken, például napelemeken – csökkentheti a rovarok ilyen felületek felé való vonzódását (Horváth és mtsai. 2010). A vizuális minták sikeresen mérsékelhetik a madarak ablakkal való ütközését is (Rössler és mtsai. 2015; Sheppard 2019; Ribeiro és Piratelli 2020), így előnyös lenne olyan felületmódosítási mintázatok kifejlesztése, amelyek egyszerre több állataxon számára is jelzéseként szolgálhatnak. Mivel a zsinórok vagy más vékony, lineáris objektumok könnyen felszerelhetők számos sima felületre, ez a megközelítés a sima felületek telepítése után is alkalmazható, hasonlóan a madarak ablakkal való ütközésének mérséklésére használt mintákhoz, mint a ragadozó madár sziluettet ábrázoló matricák.

Összefoglalva, ebben a kutatásban hatékony megoldást mutattunk be a sima felületek hatásainak mérséklésére, amelyet viselkedési és hangvisszajátszásos kísérletek, valamint matematikai modellezés is alátámaszt. Bár a sima felületekre szerelt vékony, henger alakú tárgyak alkalmazása megvalósíthatónak tűnik, számos kérdés továbbra is nyitott, és kiterjedt kutatásokat tesz szükségessé érzékszervi és viselkedési szinten. Ezen túlmenően, meglátásunk szerint további vizsgálatokra van szükség ökológiai szinten a sima felületek fitnesskövetkezményeinek felméréséhez. A denevérek mozgását és táplálkozási viselkedését vizsgáló legújabb tanulmányok kiterjedt mesterséges felületekkel rendelkező környezetben, például napelemparkokban, már kimutattak fajspecifikus ökológiai hatásokat, és hangsúlyozták a további ökológiai kutatások jelentőségét (Barré és mtsai. 2023; Szabadi és mtsai. 2023; Tinsley és mtsai. 2023).

6.3. Az állattartó telepek jellemzőinek és a táj összetételének hatása a denevérek aktivitására

Kutatásunk során négy denevérfajt és három fajcsoportot figyeltünk meg a vizsgált állattartó telepeken. Összefüggéseket találtunk bizonyos denevérfajok aktivitása, a telepek jellemzői és a tájösszetétel között. Ezenkívül azt tapasztaltuk, hogy számos denevértaxon aktivitása magasabb volt az állattartó telepeken más élőhelyekhez képest.

Feltételezésünk, miszerint főként városi fajok használják a telepeket, beigazolódott, mivel ezen az élőhelyen a leggyakrabban észlelt denevérfajok a *Nyctalus* spp., a *P. kuhlii/nathusii*, a *P. pipistrellus* és a *P. pygmaeus* voltak, melyek Magyarországon és Európában a gyakori városi fajok közé tartoznak (Dietz és Kiefer 2016; Russo és Ancillotto 2015; Tóth-Ronkay és mtsai. 2015).

Zhan és mtsai. (2022) eredményei szintén arra utalnak, hogy a szarvasmarha-telepek számos denevérfaj számára fontos táplálkozóterület jelenthetnek. Akusztikus és befogási módszerekkel tanulmányozták a denevérek aktivitását németországi istállóknál. Az akusztikus felvételeken leggyakrabban a *P. pipistrellus* fordult elő, ezt követték a *Myotis* fajok, mint a *M. brandtii*, *M. nattereri* és *M. emarginatus*, továbbá a *P. pygmaeus*, *P. nathusii*, a *Plecotus* fajok és a *Rhinolophus ferrumequinum*. A két vizsgálat között tapasztalt fajösszetételbeli különbségek tükrözhetik a regionális eltéréseket a denevérközösségekben, a mintavételi módszerek különbségeit és a telepek szerkezeti sajátosságait, ugyanakkor megerősítik azt a megfigyelést, hogy több szinurbikus és rugalmas táplálkozású faj rendszeresen használja az állattartáshoz kapcsolódó élőhelyeket. Fontos megjegyezni, hogy bár olyan további szinurbikus fajokat, mint a *Plecotus austriacus* és a *Rhinolophus* fajok, nem észleltünk, ezek jelenléte sem zárható ki, mivel detektálási valószínűségük lényegesen alacsonyabb (Froidevaux és mtsai. 2020), mint az általunk gyakran regisztrált fajoké.

A denevér fajok melyek jól alkalmazkodtak a városi élőhelyekhez, képesek kiaknázni az ember által átalakított élőhelyek nyújtotta adottságokat, beleértve az épületekben való szálláshely foglalást és a lámpák fényénél való táplálkozást (Ancillotto és mtsai. 2015; Dietz és Kiefer 2016; Russo és Jones 2003), így ennek köszönhetően könnyen kihasználhatják az állattartó telepek által nyújtott lehetőségeket. Az állattartó telepek olyan egyedi élőhelyeket képviselnek, amelyek ötvözik a városi területek és a mezőgazdasági területek jellemzőit. Az olyan jellemzők, mint az épületek, az utak és a mesterséges megvilágítás gyakoriak a gazdaságokban, a városi környezet elemeit tükrözik. Az istállók vagy a takarmány és gépek tárolására kialakított épületek potenciális búvóhelyként szolgálhatnak az épületlakó denevérfajok számára. A haszonállatok és trágyájuk által vonzott rovarok táplálkozási

lehetőséget nyújtanak denevérek részére (Ayllón és mtsai. 2014). A gazdasági épületek körüli fák is szolgálhatnak szálláshelyként, illetve a fasorok és a sövények közlekedési útvonalként és tájékozódási pontként funkcionálhatnak a denevérek számára (Froidevaux és mtsai. 2019; Heim és mtsai. 2018; Kyheröinen és mtsai. 2019).

Nem szinurbikus fajok jelenlétét is kimutattuk az állattartó telepeken, mint például a *B. barbastellus* (az IUCN által a veszélyeztetett fajok közé sorolt, nemzeti jogszabályok és nemzetközi jogi kötelezettségek által védett (Piraccini 2016) amelye jellemzően a jó természetességi állapotú, öreg erdőkhöz kötődik, következésképpen a ritkább fajok közé tartozik Magyarországon (Dietz és Kiefer 2016; Görföl és mtsai. 2019; Ruczyński és mtsai. 2010; Russo és mtsai. 2004). Bár ezeknek a fajoknak az aktivitása alacsony volt a többihez képest, jelenlétük ezen az élőhelyen mégis arra utal, hogy a denevérfajok széles köre profitálhat az állattartó telepek által biztosított táplálékforrásokból.

Az állattartó telepeken a denevérek aktivitása más élőhelyekhez viszonyítva

Az összesített denevéráktívitas magasabb volt az állattartó telepeken, mint számos más élőhelyen, például a szántóföldeken, a gyepterületeken, valamint a fenyő- és tölgyerdőkben, de nem magasabb, mint a települések útjain vagy a települések zöldterületein. Ez arra utal, hogy az állattartó telepeken az erőforrások elérhetősége és az élőhely minősége kedvezőbb, ugyanakkor hasonló a városias élőhelyeken tapasztaltakhoz. Fontos azonban megjegyezni, hogy a tanulmányunkban leggyakrabban észlelt fajok a városi élőhelyeken is gyakoriak; ehhez hozzájárulhat a beépített területek által kínált nagyobb számú potenciális búvóhely, valamint az állattartó telepek településekhez való közelsége is. Az összesített denevéráktívitason túl fajspecifikus mintázatokat is megfigyeltünk. A *B. Barbastellus* és a *Myotis* spp. előfordulása relatív alacsonyabb volt az állattartó telepeken, mint az erdős élőhelyeken, ami összhangban áll azzal, hogy ezek a fajok a természetes környezetet – különösen az őserdőket – részesítik előnyben, és általában kerülnek a beépített területeket, kivéve néhány házban élő *Myotis* fajt, mint például a *M. emarginatus* (Russo és mtsai. 2004; Ciechanowski 2015). Ezzel szemben a *Nyctalus* spp. – mely elsősorban nyílt területeken táplálkozik (Dietz és Kiefer 2016; Roeleke és mtsai. 2018) – aktivitása alacsonyabb volt az erdős élőhelyeken, mint az állattartó telepeken. A gyepek esetében szintén alacsonyabb aktivitást találtunk ennél fajcsoportnál, ami arra utal, hogy az állattartó telepek jobb erőforrásokat biztosíthatnak számukra. Az azonosított szociális hangok alapján azt feltételezzük, hogy a detektált *P. kuhlii/nathusii* szekvenciák többsége a *P. kuhlii* fajhoz tartozik. A *P. kuhlii/nathusii* fajcsoport két, jelentősen eltérő ökológiai igényű fajt foglal magába. A *P. kuhlii*-t mely Magyarországon elsősorban urbanizált területeken él, és a *P. nathusii*-t mely a természetes, szegélyekkel és nyílt területekkel rendelkező élőhelyeket kedveli

(Ancillotto és mtsai. 2015; Dietz és Kiefer 2016; Zsebők és mtsai. 2012). Ennek megfelelően különbségeket figyeltünk meg az állattartó telepek, a szántóföldek, valamint a tölgyerdők denevéraktivitása között. Érdekes módon a *P. kuhlii/nathusii* fajcsoport aktivitása magasabb volt az állattartó telepek esetében, mint a települések zöldövezetein. A *P. pygmaeus* más élőhelyeken is hasonló aktivitást mutatott, mint az állattartó telepeken, aktivitása csak a szántóföldeken bizonyult alacsonyabbnak. A homogén mezőgazdasági területek általában csökkent rovardiverzitással rendelkeznek (Tassoni és mtsai. 2024), ami kevésbé vonzó táplálkozó területté teszi őket a denevérek számára. A nyílt mezőgazdasági területeken a denevéraktivitás jelentős szezonális ingadozásokat mutat, amelyet a hőmérséklet, a felhőzet és valószínűleg a rovarok rajzása is befolyásolhat (Heim és mtsai. 2016; Treitler és mtsai. 2016). Ráadásul ezeken az élőhelyeken a denevérek sebezhetőbbek lehetnek a ragadozókkal szemben (Lima és O'Keefe 2013). Ennek megfelelően az állattartó telepek általában véve jobb táplálkozási lehetőségeket biztosíthatnak a denevérek számára, mint a modern, nagy kiterjedésű nyílt szántóföldek vagy gyepterületek. Meg kell jegyeznünk azonban, hogy a megfigyelt különbség egy része magyarázható azzal is, hogy a nyílt területeken, mint az állattartó telepek, nagyobb az észlelés valószínűsége a zárt erdőkhöz képest, mivel a hang jobban terjed nyílt környezetben, ráadásul az élőhely szerkezete azt is befolyásolhatja, hogy az adott élőhelyen mely fajok fordulnak elő (Dietz és Kiefer 2016; Freeze és mtsai. 2021).

Az állattartó telepek jellemzőinek hatása

Az a megállapításunk, hogy a *P.kuhlii/P.nathusii* fajok a szarvasmarha tartó telepeken aktívabbak voltak, mint a lovas gazdaságokban, összhangban áll Zahn és mtsai (2010) eredményeivel miszerint a denevérek előnyben részesítették a tehénistállóknál való táplálkozást a lóistállókhöz viszonyítva. A lovakat elsősorban rekreációs célokra használják, beleértve a terápiát, a fizikai rehabilitációt és az amatőr és profi sportot egyaránt, illetve mezőgazdaságban és az erdőgazdálkodásban is alkalmazzák őket (Borioni és mtsai. 2012; Hadin és mtsai. 2016). Ezzel szemben a szarvasmarhákat elsősorban hús- és tejtermelés céljából tenyésztik. Ezek a különbségek a tartási körülményeikben is tükröződnek (EFSA Panel on Animal Health and Animal Welfare (AHAW) 2023; Minero és mtsai. 2015; Molina és mtsai. 2020). Zahn és mtsai. (2010) megállapításával egyetértésben azt tapasztaltuk, hogy a lovak tartására használt modern, tiszta istállóknál kevesebb a légy, következésképpen kevésbé lehetnek vonzóak a denevérek számára táplálékszerzés szempontjából. A trágya összetételében és tápanyagtartalmában mutatkozó különbségek mellett a trágyakezelési gyakorlat is eltérhet a két állat tartási körülményei között, sőt a hús- és tejtermelő szarvasmarha-tenyésztő gazdaságok között is (Airaksinen 2006). A tejelő szarvasmarhákat jellemzően intenzív tartási körülmények

között, többnyire istállóknban tartják nagyobb egyedsűrűség mellett, míg a húsmarhákat gyakran extenzív rendszerekben, például legelőkn vagy egyszerű karámokban nevelik. Ezek a tényezők befolyásolhatják a rovarok diverzitását és abundanciáját, ezáltal az állattartó telepeken megfigyelt, fajspecifikus denevéraktivitást is. Ugyanakkor meg kell jegyeznünk, hogy a lovas telepek (n = 7) és a vegyes állattartó gazdaságok (n = 8) viszonylag alacsony mintaszáma korlátozhatja eredményeink általánosíthatóságát. A jelenség jobb megértése érdekében a jövőbeni vizsgálatoknak szélesebb körű, eltérő állatösszetételű állattartó telepekre kellene kiterjedniük.

A tájösszetétel hatása

Szignifikáns kapcsolatot találtunk a denevéraktivitás és két tájtípus: a mesterséges környezet és a mesterséges környezetben lévő zöldterületek relatív előfordulási gyakorisága között. Statisztikai szempontból ennek az lehet az oka, hogy ezek az élőhelyek voltak a leggyakoribbak, ezért potenciálisan nagyobb szórással és így nagyobb statisztikai erővel rendelkeztek. Általánosságban elmondható, hogy a kisebb lépték esetén az urbanizált élőhelyek (mesterséges környezet és zöldterület mesterséges környezetben) aránya eleve magas volt, mivel az állattartó telepek nagyrészt ilyen típusú élőhelyeket tartalmaznak. Az urbanizált élőhelyek másik forrása a települések közelségéből származik: 10 gazdaság legfeljebb 100 m-re, 18 gazdaság pedig legfeljebb 200 m-re volt a településektől.

Az eredmények alapján, az állattartó telep központja körüli 250 m-es sugarú körben a mesterséges környezet nagyobb aránya összefüggést mutatott a *Nyctalus* spp. magasabb aktivitásával. Mivel ezt a területet maga az állattartó telep uralja, a nagyobb állatállományú gazdaságok, amelyekben nagyobb területet fednek le az épületek az állatok és a kapcsolódó infrastruktúra számára (Pearson-féle korreláció az állatállomány mérete és a mesterséges felületek aránya között: $R = 0,41$, $p = 0,014$, $N = 35$), hozzájárulhatnak ehhez a mintázathoz.

250 m sugarú körben pozitív kapcsolatot találtunk a mesterséges környezetben található zöld területek aránya és az összesített denevéraktivitás között, ami arra utal, hogy a farmon belüli és a közelében található zöld területek kedvezőek a denevérek számára. Ez összefügghet azzal, hogy az olyan szinurbán denevérfajok, mint a *Pipistrellus kuhlii*, *P. pipistrellus* és a *Nyctalus noctula* előnyben részesítik azokat a széttagolt városi élőhelyeket, ahol az épületeket kertek vagy mozaikos zöldfelületek veszik körül (Ancillotto és mtsai. 2015; Roeleke és mtsai. 2016; Gili és mtsai. 2020; Printz és Jung, 2023). Ez az eredmény gyakorlati szempontból is releváns lehet az állattartó telepek tervezése és fejlesztése során.

A gazdaságok, mint denevérélőhelyek, a denevérek ökoszisztéma-szolgáltatása és denevérbarát fejlesztési lehetőségek

Mivel az állattartó telepeken magas denevéraktivitást figyeltünk meg, a denevérek ökoszisztéma-szolgáltatásai a kártevő rovarokkal szemben a – mezőgazdasági területek mellett – a telepeken is hasznosak lehetnek (Boyles és mtsai. 2011; Kunz és mtsai. 2011; Tuneu-Corral és mtsai. 2023). Az állattenyésztés hozama magába foglalja például a tej, a hús és a tojás mennyiségét, az utódok számát és az általános pénzügyi hasznot. A rovarcsípések azonban kedvezőtlenül befolyásolhatják ezeket a mérőszámokat azáltal, hogy az állatok számára megnövekedett stresszt okoznak, csökkentik a takarmányozás hatékonyságát és betegségeket terjeszthetnek. A legyek csípései például jelentősen befolyásolhatják a szarvasmarhatenyésztést: évente akár 26 kg/állat súlygyarapodási és tehenenként 139 kg tej veszteséggel járhatnak (Taylor és mtsai. 2012). A rovarcsípések továbbá irritációt, heveny fájdalmat és kellemetlenséget okoznak az állatok számára. A közvetlen hatások mellett a csípéssel a rovarok vírusokat, baktériumokat és endoparazitákat is átadhatnak, ami orvosi kezelést igénylő betegségekhez vezethet (Baldacchino és mtsai. 2013; Wichgers Schreur és mtsai. 2021). Ezek az egészségügyi problémák nemcsak az állatok jólétét veszélyeztetik, hanem növelik az állatorvosi költségeket és a gazdaságok kiadásait, ami végső soron csökkenti a gazdák jövedelmét. A legtöbb denevérfaj rovarévi, és egyetlen éjszaka alatt rendszerint a testtömegük 70-84%-ának megfelelő – egyes esetekben akár 100%-át is meghaladó – mennyiségű rovarot fogyasztanak el (Kurta és mtsai. 1989; Kalka és Kalko 2006; Kunz és mtsai. 2011; Kunz és Stern 1995). A denevérek a kártevő rovarpopulációk szabályozásával segíthetnek enyhíteni a rovarok állatállományra gyakorolt negatív hatását, ami potenciálisan javítja az állatok jólétét és termelékenységét.

Az állattartó gazdaságok fontos élőhelyet biztosíthatnak számos denevérfaj számára, ugyanakkor potenciális kockázatokat is jelentenek (Russo és mtsai. 2024). Az iparosított gazdaságok gyakran használnak vegyszereket, gyógyszereket és gépesített rendszereket (Mallin és mtsai. 2015; Tullo és mtsai. 2019), amelyek negatívan hathatnak a denevérekre. A növényvédő és rovarölő szerek közvetlen halálos vagy szubletális hatásokkal járhatnak, mint például a repülési és vadászati képességek károsodása (Oliveira és mtsai. 2021; Torquetti és mtsai. 2021). Emellett a rovarölő szerek használata csökkentheti a denevérek számára elérhető táplálék mennyiségét, míg az élőhelyek elszigetelése korlátozhatja a denevérek képességét, hogy eljussanak az alternatív táplálkozóterületekre és szálláshelyekre. Vidéki területeken a szabadon élő házimacskák is jelentős fenyegetést jelentenek, a denevérzsákmányolásuk révén, különösen azon kolóniák esetében, amelyek emberi települések közelében tanyáznak (Oedin és

mtsai. 2021; Ancillotto és mtsai. 2013). A kockázatok ellenére az állattartó telepek optimális élőhelyek lehetnek a denevérek számára, amennyiben kedvező táplakozó- és szálláshelyeket nyújtanak pl.: denevérodúk kihelyezése révén, míg a denevérek jelenlétükkel támogathatják a kártevők elleni védekezést (García és mtsai. 2021; Puig-Montserrat és mtsai. 2015). Az odúk elhelyezését azonban gondosan meg kell fontolni, hogy ne ökológiai csapdákat hozzunk létre (Crawford és mtsai. 2022).

Ezért a denevérbárát gazdaságok kialakításához elengedhetetlen a táji összekapcsoltság és az élőhelyek sokféleségének fejlesztése. A bokorsorok kialakítása és az erdőfoltok fenntartása kedvező ingázási útvonalakat biztosíthatnak a denevérek számára (Froidevaux és mtsai. 2017; Froidevaux és mtsai. 2019). A mezőgazdasági tevékenységekből származó fény- és zajszennyezés minimalizálása, valamint a természetes alapú kártevő-szabályozási megoldások alkalmazása tovább támogathatják a denevérek védelmét (Azam és mtsai. 2018; Barré és mtsai. 2023). Emellett alapvető fontosságú a denevérek védelme a ragadozókkal, különösen a házi macskákkal szemben. Ugyanakkor fontos a denevérek és a haszonállatok közötti potenciális érintkezés minimalizálása, a zoonotikus betegségek átadási valószínűségének csökkentése végett (Bonilla-Aldana és mtsai. 2021; Szentiványi és mtsai. 2023). Az állattartó létesítményektől távolabb eső, biztonságos pihenőhelyek kialakításával – például felhagyott pajtákban vagy fákon elhelyezett odvakkal – a gazdák elősegíthetik a denevérek és az állatállomány együttélését, ezzel hozzájárulva a fenntarthatóbb gazdálkodási gyakorlatokhoz.

7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

7.1. A napelemparkok denevérekre gyakorolt ökológiai hatásainak vizsgálata

- Tudomásunk szerint kutatásunk az első mely a napelemparkok denevérekre gyakorolt hatását vizsgálta. Ennek során megállapítottuk, hogy a jellemzően városi és mezőgazdasági élőhelyeken található denevérfajok (*H. savii*, *N. noctula* és *P. kuhlii*) gyakran megtalálhatók napelemparkok területén is, míg más fajok (*Myotis* spp. és *B. barbastellus*) nem, vagy csak ritkán fordulnak elő ebben az élőhelytípusban.
- Eredményeink alapján a napelemparkok és a szántóföldek denevérközösségei hasonlítottak a leginkább, ami rámutat arra, hogy a napelemparkok denevérközösségei leginkább a tájban előforduló „legrosszabb” élőhelyekre hasonlítanak.

7.2. A sima felületek megtévesztő hatásának mérséklési lehetőségei

- Kutatásunk során, azt találtuk, hogy a denevérek mesterséges sima felületekről való ivási kísérleteinek száma sikeresen mérsékelhető, ha hosszú, egyenes, henger alakú tárgyakat (pl.: vékony zsinórokat) helyezünk a sima felületre. Eredményeinket viselkedési és hangvisszajátszásos kísérletekkel, valamint matematikai modellezéssel is alátámasztottuk.
- Kimutattuk, hogy a visszhang erőssége, ezáltal a denevérek ivási kísérleteinek gyakorisága függ a zsinórok átmérőjétől, illetve a felületen való elrendezésétől.
- A matematikai modellezés eredményei alapján a felületre érkező hang frekvenciája befolyásolja a visszhang erősségét.

7.3. Az állattartó telepek jellemzőinek és a táj összetételének hatása a denevérek aktivitására

- Eredményeink alapján a denevéráktivitást szignifikánsan befolyásolták a telepek jellemzői és a környező táj összetételével: a *P. kuhlii/nathusii* aktivitása magasabb volt szarvasmarha-telepeken, míg a *Nyctalus* spp. aktivitása nőtt a mesterséges felszínek arányával.
- A teljes denevéráktivitás pozitív kapcsolatban állt a mesterséges környezeten belüli zöldterületek arányával.
- Az állattartó telepeken több denevérfaj aktivitása is magasabb volt, mint mezőgazdasági területeken, és erdei élőhelyeken, ugyanakkor az erdőhöz

kötődő fajok (*B. barbastellus*, *Myotis* spp.) alacsonyabb aktivitást mutattak a telepek területén.

8. ÖSSZEFOGLALÁS

A denevérek populációi világszerte jelentős csökkenést mutatnak, amelyhez az ember környezetátalakító tevékenysége jelentősen hozzájárul. Tekintettel erre, fontos a denevéreket veszélyeztető tényezők feltárása, valamint a hatások mérséklése érdekében a denevérbarát gyakorlatok kidolgozása. Doktori munkám során az ember által okozott különböző környezeti változások denevérekre gyakorolt hatásait vizsgáltuk, disszertációm három kutatás eredményeit foglalja össze.

Kutatásunk során az elsők között vizsgáltuk az egyik legnagyobb ütemben fejlődő megújuló energiaforrás denevérekre gyakorolt hatását. Passzív akusztikus mintavétellel felmértük a napelemparkok és a környező élőhelyek (erdők, gyepek, szántók, települések és vízpartok) denevéraktivitását, hogy értékeljük a napelemparkok hatását a denevérek előfordulására és aktivitására, valamint a denevérek közösségek összetételére. Kutatásunk során több denevérfaj esetében is jelentős aktivitást találtunk a napelemparkokban, az ott észlelt táplálkozási hangok pedig azt bizonyították, hogy a denevérek nemcsak átrepülnek ezeken az élőhelyeken, hanem táplálkoznak is ott. Az észlelt szekvenciák száma több faj esetében is jelentős különbségeket mutatott a napelemparkok és a többi élőhelytípus között. A szántóföldek és a napelemparkok között azonban nem találtunk szignifikáns különbséget a denevéraktivitásban. Továbbá a nem-metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) eredményei alapján megállapítottuk, hogy a napelemparkok és a mezőgazdasági élőhelyek denevérek közösségei voltak a leghasonlóbbak, ami azt sugallja, hogy a napelemparkok denevérek közösségei leginkább a tájban előforduló „legrosszabb” élőhelyekre hasonlítanak.

A második kutatás során három vizsgálati módszer együttes alkalmazásával teszteltük, hogy hogyan mérsékelhető egyszerű mechanikai módosítások segítségével a mesterséges sima felületek denevéreket megtévesztő negatív hatása. A viselkedési kísérlet során azt teszteltük a gyakorlatban, hogy a különböző átmérőjű (\varnothing 0,25, 0,5, 1, 1,5, 2,5 mm) zsinórok alkalmazásával hatékonyan csökkenthetjük-e a denevérek sima felületekről való ivási kísérleteit. Az eredmények alapján a zsinór átmérőjének növelésével egyre inkább csökkent az ivási események száma. Ezeket az eredményeket hangvizsajátszásos vizsgálattal és számítógépes modellezéssel is alátámasztottuk, valamint kimutattuk, hogy a visszhang erőssége függ a hang frekvenciájától és a zsinórok térbeli elrendezésétől is. Ez a mérséklési módszer tovább optimalizálható, ha az átmérőt a védeni kívánt denevérfaj/fajok frekvenciájának megfelelően választjuk ki.

A harmadik kutatás során azt vizsgáltuk, hogyan befolyásolják az állattartó telepek különböző tulajdonságai (tartott állatok faja, állatállomány nagysága, településtől való

távolság) és az őket körülvevő tájösszetétele a denevérek aktivitását. Eredményeink azt mutatták, hogy főként a városi fajok használják az állattartó telepeket, mivel ezen az élőhelyen a leggyakrabban észlelt denevérfajok a *N. noctula*, a *P. kuhlii/nathusii*, a *P. pipistrellus* és a *P. pygmaeus* voltak. Az állattartó telepeken nem szinurbikus fajok jelenlétét is kimutattuk, mint a *B. barbastellus* és a *N. leisleri*, ezeknek a fajoknak a jelenléte arra utal, hogy a denevérfajok széles köre profitálhat az állattartó telepek által biztosított táplálékforrásokból. Az összesített denevéreaktivitás magasabb volt az állattartó telepeken, mint számos más élőhelyen, például a szántóföldeken, a gyepterületeken, valamint a fenyő- és tölgyerdőkben, de nem magasabb, mint a települések útjain vagy a települések zöldterületein. A telepeken belül az épületektől való távolság nem befolyásolta szignifikánsan az összes denevérhang-szekvencia számát. Az állattartó telepek közötti összehasonlítások eredményei azt mutatták, hogy a gazdaságok jellemzői és a tájösszetétele befolyásolja legjobban a denevérek aktivitását. A telepeken tartott állatállomány faja befolyásolta például a *N. noctula*, a *P. kuhlii/nathusii*, a *P. pygmaeus* aktivitást és az összesített denevéreaktivitást. Továbbá a nagyobb állatállományú telepeken a *P. pipistrellus*, valamint a táplálkozási hangok esetében is több szekvenciát rögzítettünk. A környező táji összetétel, különösen a környező mezőgazdasági terület, a mesterséges környezet, valamint a mesterséges környezetben lévő zöldfelületek aránya befolyásolta bizonyos fajok aktivitását.

Ezek a tanulmányok rámutatnak arra, hogy az ember alkotta élőhelyek és objektumok jelentős hatással vannak a denevérek érzékelésére, viselkedésére és ökológiájára, jelentősen befolyásolhatják a denevérek mozgásmintázatait. Fontos, hogy ezeket az új, egyre terjeszkedő antropogén élőhelyeket monitorozzuk és feltárjuk, hogyan hatnak a denevérekre. Ezért elengedhetetlen, hogy a kutatások megállapításait figyelembe vegyünk az építmények tervezése és kezelése során, annak érdekében, hogy csökkentsük a denevérpopulációkra gyakorolt negatív hatásukat, és elősegítsük a denevérek védelmét, valamint az emberek, a haszonállatok és a vadon élő állatok harmonikus együttélését.

9. SUMMARY

Bat populations are declining significantly worldwide, largely due to human activities that alter the environment. Therefore, identifying threats to bats and developing bat-friendly practices in order to mitigate their impact are very important. My PhD work investigates the effects of various anthropogenic environmental changes on bats and summarizes the findings of three studies.

In our first study, we were among the first to examine the impact of one of the fastest-growing renewable energy sources – photovoltaic (PV) solar farms – on bats. Using passive acoustic monitoring, we assessed bat activity within solar farms and compared it to that in adjacent habitats (forests, grasslands, arable fields, settlements, and watersides) to evaluate the influence of solar farms on bat presence, activity, and community composition. We found significant bat activity within solar farms across several species. The detection of feeding buzzes confirmed that bats not only flew over these habitats but also foraged there. The number of detected sequences varied significantly between solar farms and other habitat types for several species. However, there was no significant difference in bat activity between solar farms and arable lands. Moreover, based on the results of non-metric multidimensional scaling (NMDS), we found that bat communities in solar farms most closely resembled those in agricultural habitats - suggesting that solar farms host bat assemblages similar to the most degraded habitats in the landscape.

In the second study, we tested how the negative, deceptive effects of artificial smooth surfaces on bats can be mitigated through simple mechanical modifications. Using a combination of three approaches, we examined whether bats' drinking attempts on smooth surfaces could be reduced by attaching strings of different diameters (\emptyset 0.25, 0.5, 1, 1.5, 2.5 mm). Our behavioural experiments showed a clear reduction in drinking attempts as string diameter increased. These results were supported by an ensonification experiment in the laboratory, and a computer simulation, which also demonstrated that echo strength depends on signal frequency and the arrangement of the strings. This mitigation method can be further optimized by selecting string diameters tailored to the frequency ranges used by the bat species targeted for protection.

In the third study, we examined how characteristics of livestock farms (such as livestock species, herd size, and proximity of buildings) and the surrounding landscape composition influenced bat activity. Our findings indicated that livestock farms were primarily used by synurbic species as the most frequently detected bats were *Nyctalus noctula*, *Pipistrellus kuhlii/nathusii*, *P. pipistrellus*, and *P. pygmaeus*. However, we also detected *Barbastella barbastellus*, *Myotis* spp. and *Nyctalus leisleri*, suggesting that a wide range of bat species may

benefit from the food resources available at livestock farms. Total bat activity was higher at livestock farms than in many other habitat types - including croplands, grasslands, and pine or oak forests - but not significantly higher than settlement streets or green areas in urban habitats. Within farms, the distance from buildings did not significantly influence the number of bat call sequences. Our comparisons between farms showed that bat activity was strongly influenced by both farm characteristics and surrounding landscape structure. For example, the livestock species present significantly affected the activity of *N. noctula*, *P. kuhlii/nathusii*, *P. pygmaeus*, and total bat activity. Additionally, *P. pipistrellus* activity and the number of feeding buzzes were higher at farms with larger livestock herds. The surrounding landscape composition - particularly the proportions of arable land, artificial areas, and urban green spaces - also influenced the activity of certain species.

These studies highlight that human-made environments and structures significantly affect bats' perception, behaviour, and ecology, and may greatly influence their movement patterns. Therefore, it is essential to monitor these expanding anthropogenic habitats and investigate their effects on bat populations. The integration of research findings into the planning and management of human-made structures is vital for reducing negative impacts on bat populations and fostering their conservation, and to reduce the human-wildlife conflicts.

10. IRODALOMJEGYZÉK

- Adams, E. M., Gulka, J., Williams, K. A. (2021). A review of the effectiveness of operational curtailment for reducing bat fatalities at terrestrial wind farms in North America. *PLOS ONE*, 16(11), e0256382. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0256382>
- Airaksinen, S. (2006). Bedding and manure management in horse stables. Doctoral dissertation Department of environmental sciences. University of Kuopio.
- Aizpurua, O., Budinski, I., Georgiakakis, P., Gopalakrishnan, S., Ibañez, C., Mata, V., Rebelo, H., Russo, D., Szodoray-Parádi, F., Zhelyazkova, V., Zrncic, V., Gilbert, M. T. P., Alberdi, A. (2018). Agriculture shapes the trophic niche of a bat preying on multiple pest arthropods across Europe: Evidence from DNA metabarcoding. *Molecular Ecology*, 27(3), 815–825. <https://doi.org/10.1111/mec.14474>
- Alders, R. G., Campbell, A., Costa, R., Guève, E. F., Ahasanul Hoque, M., Perezgrovas-Garza, R., Rota, A., Wingett, K. (2021). Livestock across the world: Diverse animal species with complex roles in human societies and ecosystem services. *Animal Frontiers*, 11(5), 20–29. <https://doi.org/10.1093/af/vfab047>
- Álvarez-Castañeda, S. T., Lidicker, Jr., W. Z. (2015). Managing coexistence for bats and wind turbines. *Therya*, 6(3), 505–513. <https://doi.org/10.12933/therya-15-330>
- Ancillotto, L., Ariano, A., Nardone, V., Budinski, I., Rydell, J., Russo, D. (2017). Effects of free-ranging cattle and landscape complexity on bat foraging: Implications for bat conservation and livestock management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 241, 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.03.001>
- Ancillotto, L., Festa, F., De Benedetta, F., Cosentino, F., Pejic, B., Russo, D. (2021). Free-ranging livestock and a diverse landscape structure increase bat foraging in mountainous landscapes. *Agroforestry Systems*, 95(2), 407–418. <https://doi.org/10.1007/s10457-021-00591-0>
- Ancillotto, L., Serangeli, M. T., Russo, D. (2013). Curiosity killed the bat: Domestic cats as bat predators. *Mammalian Biology*, 78(5), 369–373. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2013.01.003>
- Ancillotto, L., Tomassini, A., Russo, D. (2015). The fancy city life: Kuhl's pipistrelle, *Pipistrellus kuhlii*, benefits from urbanisation. *Wildlife Research*, 42(7), 598. <https://doi.org/10.1071/wr15003>
- Anthony, E. L. P., Stack, M. H., Kunz, T. H. (1981). Night roosting and the nocturnal time budget of the little brown bat, *Myotis lucifugus*: Effects of reproductive status, prey density, and environmental conditions. *Oecologia*, 51(2), 151–156. <https://doi.org/10.1007/bf00540593>
- Apoznański, G., Kokurewicz, T. S., Petterson, S., Sánchez-Navarro, S., Górska, M., Rydell, J. (2021). Barbastelles in a Production Landscape: Where Do They Roost? *Acta Chiropterologica*, 23(1). <https://doi.org/10.3161/15081109ACC2021.23.1.019>
- Arnett, E. B., Hein, C. D., Schirmacher, M. R., Huso, M. M. P., Szewczak, J. M. (2013). Evaluating the Effectiveness of an Ultrasonic Acoustic Deterrent for Reducing Bat Fatalities at Wind Turbines. *PLoS ONE*, 8(6), e65794. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065794>
- Ayllón, T., Nijhof, A. M., Weiher, W., Bauer, B., Allène, X., Clausen, P.H. (2014). Feeding behaviour of *Culicoides* spp. (Diptera: Ceratopogonidae) on cattle and sheep in northeast Germany. *Parasites & Vectors*, 7(1). <https://doi.org/10.1186/1756-3305-7-34>
- Azam, C., Le Viol, I., Bas, Y., Zissis, G., Vernet, A., Julien, J.-F., Kerbiriou, C. (2018). Evidence for distance and illuminance thresholds in the effects of artificial lighting on bat activity. *Landscape and Urban Planning*, 175, 123–135. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.02.011>
- Azam, C., Le Viol, I., Julien, J.F., Bas, Y., Kerbiriou, C. (2016). Disentangling the relative effect of light pollution, impervious surfaces and intensive agriculture on bat activity with a national-scale monitoring program. *Landscape Ecology*, 31(10), 2471–2483. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0417-3>

- Baerwald, E. F., D'Amours, G. H., Klug, B. J., Barclay, R. M. R. (2008). Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology*, 18(16), R695–R696. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2008.06.029>
- Baerwald, E. F., Edworthy, J., Holder, M., Barclay, R. M. R. (2009). A Large-Scale Mitigation Experiment to Reduce Bat Fatalities at Wind Energy Facilities. *The Journal of Wildlife Management*, 73(7), 1077–1081. <https://doi.org/10.2193/2008-233>
- Balasingh, J. (1998). Parturition and mother–infant relations in the Indian false vampire bat *Megaderma lyra*. *Behavioural Processes*, 44(1), 45–49. [https://doi.org/10.1016/S0376-6357\(98\)00032-1](https://doi.org/10.1016/S0376-6357(98)00032-1)
- Baldacchino, F., Muenworn, V., Desquesnes, M., Desoli, F., Charoenviriyaphap, T., Duvallet, G. (2013). Transmission of pathogens by *Stomoxys* flies (Diptera, Muscidae): A review. *Parasite*, 20, 26. <https://doi.org/10.1051/parasite/2013026>
- Baldacchino, F., Puech, L., Manon, S., Hertzog, L. R., Jay-Robert, P. (2014). Biting behaviour of Tabanidae on cattle in mountainous summer pastures, Pyrenees, France, and effects of weather variables. *Bulletin of Entomological Research*, 104(4), 471–479. <https://doi.org/10.1017/s0007485314000170>
- Báldi, A., Batáry, P., Kleijn, D. (2013). Effects of grazing and biogeographic regions on grassland biodiversity in Hungary – analysing assemblages of 1200 species. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 28–34. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.005>
- Baroja, U., Garin, I., Aihartza, J., Arrizabalaga-Escudero, A., Vallejo, N., Aldasoro, M., Goiti, U. (2019). Pest consumption in a vineyard system by the lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*). *PLOS ONE*, 14(7), e0219265. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219265>
- Barré, K., Baudouin, A., Froidevaux, J. S. P., Chartendrault, V., Kerbiriou, C. (2024). Insectivorous bats alter their flight and feeding behaviour at ground-mounted solar farms. *Journal of Applied Ecology*, 61(2), 328–339. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14555>
- Barré, K., Le Viol, I., Bas, Y., Julliard, R., Kerbiriou, C. (2018). Estimating habitat loss due to wind turbine avoidance by bats: Implications for European siting guidance. *Biological Conservation*, 226, 205–214. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.011>
- Barré, K., Thomas, I., Le Viol, I., Spoelstra, K., Kerbiriou, C. (2023). Manipulating spectra of artificial light affects movement patterns of bats along ecological corridors. *Animal Conservation*, 26(6), 865–875. <https://doi.org/10.1111/acv.12875>
- Bartoń, K. (2010). MuMIn: Multi-Model Inference [Data set]. The R Foundation. <https://doi.org/10.32614/cran.package.mumin>
- Bartoń, K. (2020). MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.43.17. Available from: <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/index.html> (accessed December 14, 2022).
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1). <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bivand, R. (2020). spdep: Spatial Dependence: Weighting Schemes, Statistics. R package version 1.1–5. Available from: <https://cran.r-project.org/web/packages/spdep/index.html> (accessed December 14, 2022).
- Blumstein, D. T., Berger-Tal, O. (2015). Understanding sensory mechanisms to develop effective conservation and management tools. *Current Opinion in Behavioral Sciences*, 6, 13–18. <https://doi.org/10.1016/j.cobeha.2015.06.008>
- Bonari, G., Fajmon, K., Malenovský, I., Zelený, D., Holuša, J., Jongepierová, I., Kočárek, P., Konvička, O., Uříčář, J., Chytrý, M. (2017). Management of semi-natural grasslands benefiting both plant and insect diversity: The importance of heterogeneity and tradition. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 246, 243–252. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.010>
- Bonilla-Aldana, D. K., Jimenez-Diaz, S. D., Arango-Duque, J. S., Aguirre-Florez, M., Balbin-Ramon, G. J., Paniz-Mondolfi, A., Suárez, J. A., Pachar, M. R., Perez-Garcia, L. A., Delgado-Noguera, L.

- A., Sierra, M. A., Muñoz-Lara, F., Zambrano, L. I., Rodríguez-Morales, A. J. (2021). Bats in ecosystems and their Wide spectrum of viral infectious potential threats: SARS-CoV-2 and other emerging viruses. *International Journal of Infectious Diseases*, 102, 87–96. <https://doi.org/10.1016/j.ijid.2020.08.050>
- Borioni, N., Marinaro, P., Celestini, S., Del Sole, F., Magro, R., Zoppi, D., Mattei, F., Dall' Armi, V., Mazzarella, F., Cesario, A., Bonassi, S. (2012). Effect of equestrian therapy and onotherapy in physical and psycho-social performances of adults with intellectual disability: A preliminary study of evaluation tools based on the ICF classification. *Disability and Rehabilitation*, 34(4), 279–287. <https://doi.org/10.3109/09638288.2011.605919>
- Boyes, D. H., Evans, D. M., Fox, R., Parsons, M. S., Pocock, M. J. O. (2021). Is light pollution driving moth population declines? A review of causal mechanisms across the life cycle. *Insect Conservation and Diversity*, 14(2), 167–187. <https://doi.org/10.1111/icad.12447>
- Boyles, J. G., Cryan, P. M., McCracken, G. F., Kunz, T. H. (2011). Economic Importance of Bats in Agriculture. *Science*, 332(6025), 41–42. <https://doi.org/10.1126/science.1201366>
- Brooks, M. E., Kristensen, K., Benthem, K. J., van Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Mächler, M., Bolker, B. M. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378. <https://doi.org/10.32614/rj-2017-066>
- Bruinenberg, M., Van Agtmaal, M., Hoekstra, N., Van Eekeren, N. (2023). Residues of pesticides in dairy cow rations and fly treatments reduce the number of Coleoptera in dung. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 344, 108307. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108307>
- Buijs, J., Ragas, A., Mantingh, M. (2022). Presence of pesticides and biocides at Dutch cattle farms participating in bird protection programs and potential impacts on entomofauna. *Science of The Total Environment*, 838, 156378. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156378>
- Burt, C. S., Kelly, J. F., Trankina, G. E., Silva, C. L., Khalighifar, A., Jenkins-Smith, H. C., Fox, A. S., Frstrup, K. M., Horton, K. G. (2023). The effects of light pollution on migratory animal behavior. *Trends in Ecology & Evolution*, 38(4), 355–368. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.12.006>
- Chock, R. Y., Clucas, B., Peterson, E. K., Blackwell, B. F., Blumstein, D. T., Church, K., Fernández-Juricic, E., Francescoli, G., Greggor, A. L., Kemp, P., Pinho, G. M., Sanzenbacher, P. M., Schulte, B. A., Toni, P. (2021). Evaluating potential effects of solar power facilities on wildlife from an animal behavior perspective. *Conservation Science and Practice*, 3(2), e319. <https://doi.org/10.1111/csp2.319>
- Christensen, J. W., Strøm, C. G., Nicová, K., De Gaillard, C. L., Sandøe, P., Skovgård, H. (2022). Insect-repelling behaviour in horses in relation to insect prevalence and access to shelters. *Applied Animal Behaviour Science*, 247, 105560. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2022.105560>
- Ciechanowski, M. (2015). Habitat preferences of bats in anthropogenically altered, mosaic landscapes of northern Poland. *European Journal of Wildlife Research*, 61(3), 415–428. <https://doi.org/10.1007/s10344-015-0911-y>
- Ciechanowski, M., Zapart, A., Kokurewicz, T., Rusiński, M., Lazarus, M. (2017). Habitat selection of the pond bat (*Myotis dasycneme*) during pregnancy and lactation in northern Poland. *Journal of Mammalogy*, 98(1), 232–245. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw108>
- Convention on Biological Diversity (CBD). (2022). *Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework: decision* (CBD/COP/DEC/15/4). United Nations. <https://digitallibrary.un.org/record/4080812>.
- Crawford, R. D., Dodd, L. E., Tillman, F. E., O'Keefe, J. M. (2022). Evaluating bat boxes: Design and placement alter bioenergetic costs and overheating risk. *Conservation Physiology*, 10(1). <https://doi.org/10.1093/conphys/coac027>

- Cryan, P. M., Barclay, R. M. R. (2009). Causes of Bat Fatalities at Wind Turbines: Hypotheses and Predictions. *Journal of Mammalogy*, 90(6), 1330–1340. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-S-076R1.1>
- Cryan, P. M., Gorresen, P. M., Hein, C. D., Schirmacher, M. R., Diehl, R. H., Huso, M. M., Hayman, D. T. S., Fricker, P. D., Bonaccorso, F. J., Johnson, D. H., Heist, K., Dalton, D. C. (2014). Behavior of bats at wind turbines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(42), 15126–15131. <https://doi.org/10.1073/pnas.1406672111>
- Dahl, E. L., Bevanger, K., Nygård, T., Røskaft, E., Stokke, B. G. (2012). Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. *Biological Conservation*, 145(1), 79–85. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.012>
- Dietz, C., Kiefer, A. (2016). *Bats of Britain and Europe* Bloomsbury Publishing, London
- Dietz, M., Pir, J.B. (2009). Distribution and habitat selection of *Myotis bechsteinii* in Luxembourg: implications for forest management and conservation. *Folia Zoologica*, 58(3), 327.
- Dietz, M., Pir, J. B., Hillen, J. (2013). Does the survival of greater horseshoe bats and Geoffroy's bats in Western Europe depend on traditional cultural landscapes? *Biodiversity and Conservation*, 22(13–14), 3007–3025. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0567-4>
- Dominoni, D. M., Halfwerk, W., Baird, E., Buxton, R. T., Fernández-Juricic, E., Fristrup, K. M., McKenna, M. F., Mennitt, D. J., Perkin, E. K., Seymoure, B. M., Stoner, D. C., Tennessen, J. B., Toth, C. A., Tyrrell, L. P., Wilson, A., Francis, C. D., Carter, N. H., Barber, J. R. (2020). Why conservation biology can benefit from sensory ecology. *Nature Ecology & Evolution*, 4(4), 502–511. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1135-4>
- Dornelas, M., Gotelli, N. J., Shimadzu, H., Moyes, F., Magurran, A. E., McGill, B. J. (2019). A balance of winners and losers in the Anthropocene. *Ecology Letters*, 22(5), 847–854. <https://doi.org/10.1111/ele.13242>
- Downs, N. C., Sanderson, L. J. (2010). Do Bats Forage Over Cattle Dung or Over Cattle? *Acta Chiropterologica*, 12(2), 349–358. <https://doi.org/10.3161/150811010x537936>
- Drewitt, A. L., Langston, R. H. W. (2006). Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis*, 148(s1), 29–42. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00516.x>
- Dumont, B., Ryschawy, J., Duru, M., Benoit, M., Chatellier, V., Delaby, L., Donnars, C., Dupraz, P., Lemauviel-Lavenant, S., Méda, B., Vollet, D., Sabatier, R. (2019). Review: Associations among goods, impacts and ecosystem services provided by livestock farming. *Animal*, 13(8), 1773–1784. <https://doi.org/10.1017/s1751731118002586>
- EFSA Panel on Animal Health and Animal Welfare (AHAW), Nielsen, S. S., Alvarez, J., Bicout, D. J., Calistri, P., Canali, E., Drewe, J. A., Garin-Bastuji, B., Gonzales Rojas, J. L., Gortázar Schmidt, C., Herskin, M., Michel, V., Miranda Chueca, M. Á., Padalino, B., Roberts, H. C., Spoolder, H., Stahl, K., Velarde, A., Viltrop, A., De Boyer des Roches, A., Jensen, M.B., Mee, J., Green, M., Thulke, H., Bailly-Caumette, E., Candiani, D., Lima, E., Van der Stede, Y., Winckler, C. (2023). Welfare of dairy cows. *EFSA Journal*, 21(5). <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2023.7993>
- Eklöf, J., Svensson, A. M., Rydell, J. (2002). Northern bats, *Eptesicus nilssonii*, use vision but not flutter-detection when searching for prey in clutter. *Oikos*, 99(2), 347–351. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.990216.x>
- Elgert, C., Hopkins, J., Kaitala, A., Candolin, U. (2020). Reproduction under light pollution: Maladaptive response to spatial variation in artificial light in a glow-worm. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 287(1931), 20200806. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0806>
- Elmer, L. K., Madliger, C. L., Blumstein, D. T., Elvidge, C. K., Fernández-Juricic, E., Horodysky, A. Z., Johnson, N. S., McGuire, L. P., Swaisgood, R. R., Cooke, S. J. (2021). Exploiting common senses: Sensory ecology meets wildlife conservation and management. *Conservation Physiology*, 9(1), coab002. <https://doi.org/10.1093/conphys/coab002>

- European Commission. (2019) The European Green Deal: Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Brussels.
- FAO (2023) World Food and Agriculture – Statistical Yearbook 2023. Rome. <https://doi.org/10.4060/cc8166en>
- FAO (2020) *The role of livestock in food security, poverty reduction and wealth creation in West Africa* <https://doi.org/10.4060/ca8385en>
- Fenoglio, M. S., Calviño, A., González, E., Salvo, A., Videla, M. (2021). Urbanisation drivers and underlying mechanisms of terrestrial insect diversity loss in cities. *Ecological Entomology*, 46(4), 757–771. <https://doi.org/10.1111/een.13041>
- Filazzola, A., Brown, C., Dettlaff, M. A., Batbaatar, A., Grenke, J., Bao, T., Peetoom Heida, I., Cahill, J. F. (2020). The effects of livestock grazing on biodiversity are multi-trophic: A meta-analysis. *Ecology Letters*, 23(8), 1298–1309. <https://doi.org/10.1111/ele.13527>
- Freeze, S. R., Shirazi, M., Abaid, N., Ford, M., Silvis, A., Hakkenberg, D. (2021). Effects of Environmental Clutter on Synthesized Chiropteran Echolocation Signals in an Anechoic Chamber. *Acoustics*, 3(2), 391–410. <https://doi.org/10.3390/acoustics3020026>
- Frey-Ehrenbold, A., Bontadina, F., Arlettaz, R., Obrist, M. K. (2013). Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 252–261. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12034>
- Friard, O., Gamba, M. (2016). BORIS: A free, versatile open-source event-logging software for video/audio coding and live observations. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(11), 1325–1330. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12584>
- Frick, W. F., Kingston, T., Flanders, J. (2020). A review of the major threats and challenges to global bat conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1469(1), 5–25. <https://doi.org/10.1111/nyas.14045>
- Fritz, B., Horváth, G., Hünig, R., Pereszélyi, Á., Egri, Á., Guttmann, M., Gomard, G. (2020). Bioreplicated coatings for photovoltaic solar panels nearly eliminate light pollution that harms polarotactic insects. *PLOS ONE*, 15(12), e0243296. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0243296>
- Froidevaux, J. S. P., Boughey, K. L., Barlow, K. E., Jones, G. (2017). Factors driving population recovery of the greater horseshoe bat (*Rhinolophus ferrumequinum*) in the UK: Implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 26(7), 1601–1621. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1320-1>
- Froidevaux, J. S. P., Boughey, K. L., Hawkins, C. L., Broyles, M., Jones, G. (2019). Managing hedgerows for nocturnal wildlife: Do bats and their insect prey benefit from targeted agri-environment schemes? *Journal of Applied Ecology*, 56(7), 1610–1623. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13412>
- Froidevaux, J. S. P., Boughey, K. L., Hawkins, C. L., Jones, G., Collins, J. (2020). Evaluating survey methods for bat roost detection in ecological impact assessment. *Animal Conservation*, 23(5), 597–606. <https://doi.org/10.1111/acv.12574>
- Froidevaux, J. S. P., Zellweger, F., Bollmann, K., Obrist, M. K. (2014). Optimizing passive acoustic sampling of bats in forests. *Ecology and Evolution*, 4(24), 4690–4700. <https://doi.org/10.1002/ece3.1296>
- García, D., Miñarro, M., Martínez-Sastre, R. (2021). Enhancing ecosystem services in apple orchards: Nest boxes increase pest control by insectivorous birds. *Journal of Applied Ecology*, 58(3), 465–475. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13823>
- Gasparatos, A., Doll, C. N. H., Esteban, M., Ahmed, A., Olang, T. A. (2017). Renewable energy and biodiversity: Implications for transitioning to a Green Economy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 70, 161–184. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.08.030>

- Gibson, L., Wilman, E. N., Laurance, W. F. (2017). How Green is 'Green' Energy? *Trends in Ecology & Evolution*, 32(12), 922–935. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.09.007>
- Gili, F., Newson, S. E., Gillings, S., Chamberlain, D. E., Border, J. A. (2020). Bats in urbanising landscapes: Habitat selection and recommendations for a sustainable future. *Biological Conservation*, 241, 108343. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108343>
- Gilmour, L. R. V., Holderied, M. W., Pickering, S. P. C., Jones, G. (2020). Comparing acoustic and radar deterrence methods as mitigation measures to reduce human-bat impacts and conservation conflicts. *PLOS ONE*, 15(2), e0228668. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228668>
- Gilmour, L. R. V., Holderied, M. W., Pickering, S. P. C., Jones, G. (2021). Acoustic deterrents influence foraging activity, flight and echolocation behaviour of free-flying bats. *Journal of Experimental Biology*, 224(20), jeb242715. <https://doi.org/10.1242/jeb.242715>
- Gomes, D. G. E., Page, R. A., Geipel, I., Taylor, R. C., Ryan, M. J., Halfwerk, W. (2016). Bats perceptually weight prey cues across sensory systems when hunting in noise. *Science*, 353(6305), 1277–1280. <https://doi.org/10.1126/science.aaf7934>
- Gómez-Catasús, J., Morales, M. B., Giralt, D., Del Portillo, D. G., Manzano-Rubio, R., Solé-Bujalance, L., Sardà-Palomera, F., Traba, J., Bota, G. (2024). Solar photovoltaic energy development and biodiversity conservation: Current knowledge and research gaps. *Conservation Letters*, 17(4), e13025. <https://doi.org/10.1111/conl.13025>
- Görföl, T., Haga, K., Dombi, I. (2019) Roost selection of barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*) in an intensively managed floodplain forest: implications for conservation. *J. Zool*, 15, pp.184-186.
- Greenfeld, A., Saltz, D., Kapota, D., Korine, C. (2018). Managing anthropogenic driven range expansion behaviourally: Mediterranean bats in desert ecosystems. *European Journal of Wildlife Research*, 64(3). <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1182-1>
- Greenspoon, L., Krieger, E., Sender, R., Rosenberg, Y., Bar-On, Y. M., Moran, U., Antman, T., Meiri, S., Roll, U., Noor, E., Milo, R. (2023). The global biomass of wild mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120(10), e2204892120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2204892120>
- Greif, S., Siemers, B. M. (2010). Innate recognition of water bodies in echolocating bats. *Nature Communications*, 1(1), 107. <https://doi.org/10.1038/ncomms1110>
- Greif, S., Zsebök, S., Schmieder, D., Siemers, B. M. (2017). Acoustic mirrors as sensory traps for bats. *Science*, 357(6355), 1045–1047. <https://doi.org/10.1126/science.aam7817>
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., Briggs, J. M. (2008). Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 319(5864), 756–760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Gustafson, Y., Schnitzler, H. U. (1979). Echolocation and obstacle avoidance in the hipposiderid bat *Asellia tridens*. *Journal of Comparative Physiology ? A*, 131(2), 161–167. <https://doi.org/10.1007/bf00619076>
- Gwynne, D. T., Rentz, D. C. F. (1983). Beetles on the bottle: male buprestids mistake stubbies for females (Coleoptera). *Australian Journal of Entomology*, 22(1), 79–80. <https://doi.org/10.1111/j.1440-6055.1983.tb01846.x>
- Hadin, Å., Eriksson, O., Hillman, K. (2016). A review of potential critical factors in horse keeping for anaerobic digestion of horse manure. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 65, 432–442. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.06.058>
- Halfwerk, W., Bot, S., Buix, J., Van Der Velde, M., Komdeur, J., Ten Cate, C., Slabbekoorn, H. (2011). Low-frequency songs lose their potency in noisy urban conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(35), 14549–14554. <https://doi.org/10.1073/pnas.1109091108>
- Hamřík, T., Szabó, M. Z., Gallé-Szpisjak, N., Michalko, R., Tölgyesi, C., Torma, A., Gallé, R. (2026). Solar parks provide heterogeneous habitats for winter-active ground-dwelling predatory arthropods. *Ecological Entomology*, 51(1), 59–73. <https://doi.org/10.1111/een.70018>

- Harrison, C., Lloyd, H., Field, C., (2017). Evidence review of the impact of solar farms on birds, bats and general ecology. Natural England Technical Report. Available from: <https://10.13140/RG.2.2.24726.96325> (accessed December 14, 2022)
- Hartig, F., (2021). DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. R package version 0.4.3. Available from: <https://cran.r-project.org/web/packages/DHARMA/index.html> (accessed December 14, 2022).
- Hartig, F. (2022). DHARMA: Residual diagnostics for hierarchical (multi- level/mixed) regression models.
- Houston, R. D., Boonman, A. M., Jones, G. (2004). Do echolocation signal parameters restrict bats' choice of prey. *Echolocation in bats and dolphins*, 339, 345.
- Heim, O., Lenski, J., Schulze, J., Jung, K., Kramer-Schadt, S., Eccard, J. A., Voigt, C. C. (2018). The relevance of vegetation structures and small water bodies for bats foraging above farmland. *Basic and Applied Ecology*, 27, 9–19. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.12.001>
- Heim, O., Lorenz, L., Kramer-Schadt, S., Jung, K., Voigt, C. C., Eccard, J. A. (2017). Landscape and scale-dependent spatial niches of bats foraging above intensively used arable fields. *Ecological Processes*, 6(1). <https://doi.org/10.1186/s13717-017-0091-7>
- Heim, O., Schröder, A., Eccard, J., Jung, K., Voigt, C. C. (2016). Seasonal activity patterns of European bats above intensively used farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 233, 130–139. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.002>
- Hernik, J., Noszczyk, T., Rutkowska, A. (2019). Towards a better understanding of the variables that influence renewable energy sources in eastern Poland. *Journal of Cleaner Production*, 241, 118075. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118075>
- Herrero-Jáuregui, C., Oesterheld, M. (2018). Effects of grazing intensity on plant richness and diversity: A meta-analysis. *Oikos*, 127(6), 757–766. <https://doi.org/10.1111/oik.04893>
- Hill, A. P., Prince, P., Piña Covarrubias, E., Doncaster, C. P., Snaddon, J. L., Rogers, A. (2018). AudioMoth: Evaluation of a smart open acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(5), 1199–1211. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12955>
- Holz, P. H., Stent, A., Lumsden, L. F., Hufschmid, J. (2020). Trauma found to be a significant cause of death in a pathological investigation of bent-winged bats (*Miniopterus orianae*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 50(4), 966. <https://doi.org/10.1638/2018-0176>
- Horváth, G., Blahó, M., Egri, Á., Kriska, G., Seres, I., Robertson, B. (2010). Reducing the Maladaptive Attractiveness of Solar Panels to Polarotactic Insects. *Conservation Biology*, 24(6), 1644–1653. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01518.x>
- Horváth, G., Kriska, G., Malik, P., Robertson, B. (2009). Polarized light pollution: A new kind of ecological photopollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(6), 317–325. <https://doi.org/10.1890/080129>
- Horváth, G., Móra, A., Bernáth, B., Kriska, G. (2011). Polarotaxis in non-biting midges: Female chironomids are attracted to horizontally polarized light. *Physiology & Behavior*, 104(5), 1010–1015. <https://doi.org/10.1016/j.physbeh.2011.06.022>
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P. (2008). Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50(3), 346–363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>
- Ingeme, Y., Bush, A., Lumsden, L., van Harten, E., Bourne, S., Reardon, T. (2018). Hit or miss could mean life or death for juvenile southern bent-wing bats. *Australasian Bat Society News* 50, 59. Available form: <http://st1.asflib.net/JNS/AUNat/ASF/ASF-ConfProc/ASFConfProc31.htm> l (accessed December 14, 2022).
- IUCN. (2024). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2024. <https://www.iucnredlist.org>. Accessed on [24/09/2024].

- Jaeger-Waldau, A. (2019). European Commission. Joint Research Centre. PV status report 2019. Available from: https://op.europa.eu/publication/manifestation_identifier/PUB_KJNA29938ENN (accessed December 14, 2022).
- Jensen, M. E., Miller, L. A., Rydell, J. (2001). Detection of Prey in a Cluttered Environment by the Northern Bat *Eptesicus Nilssonii*. *Journal of Experimental Biology*, 204(2), 199–208. <https://doi.org/10.1242/jeb.204.2.199>
- Jonason, D., Franzén, M., Ranius, T. (2014). Surveying Moths Using Light Traps: Effects of Weather and Time of Year. *PLoS ONE*, 9(3), e92453. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092453>
- Jones, T. K., Moss, C. F. (2021). Visual cues enhance obstacle avoidance in echolocating bats. *Journal of Experimental Biology*, 224(9). <https://doi.org/10.1242/jeb.241968>
- Jung, K., Threlfall, C. G. (2016). Urbanisation and its effects on bats—a global meta-analysis. *Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world*, 13–33.
- Kalka, M., Kalko, E. K. V. (2006). Gleaning bats as underestimated predators of herbivorous insects: Diet of *Micronycteris microtis* (Phyllostomidae) in Panama. *Journal of Tropical Ecology*, 22(1), 1–10. <https://doi.org/10.1017/s0266467405002920>
- Kervyn, T., Godin, M. C., Jocqué, R., Grootaert, P., Libois, R. (2024). Web-building spiders and blood-feeding flies as prey of the notch-eared bat (*Myotis emarginatus*). *Belgian Journal of Zoology*, 142(1), 59–67. <https://doi.org/10.26496/bjz.2012.137>
- Klem, D. (1990). Collisions between birds and windows: mortality and prevention. *J. Field Ornithol.* 61, 120–128. <https://www.jstor.org/stable/4513512>
- Klem Jr, D. (2009). Preventing Bird–Window Collisions. *The Wilson Journal of Ornithology*, 121(2), 314–321. <https://doi.org/10.1676/08-118.1>
- Klem Jr, D., Saenger, P. G. (2013). Evaluating the effectiveness of select visual signals to prevent bird-window collisions. *The Wilson Journal of Ornithology*, 125(2), 406–411.
- Koplitz-Weissgerber A, Zahn A, (2021) Phänologie der Fledermausaktivität in Ställen. *Nyctalus* (N.F.) 19: 400-409
- Krauel, J. J., McCracken, G. F. (2013). Recent advances in bat migration research. *Bat evolution, ecology, and conservation*, 293–313.
- Krull, D., Schumm, A., Metzner, W., Neuweiler, G. (1991). Foraging areas and foraging behavior in the notch-eared bat, *Myotis emarginatus* (Vespertilionidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 28(4). <https://doi.org/10.1007/bf00175097>
- Kunz, T. H., Braun De Torrez, E., Bauer, D., Lobova, T., Fleming, T. H. (2011). Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223(1), 1–38. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06004.x>
- Kunz, T.H., Stern, A.A. (1995). Maternal investment and post-natal growth in bats. In: Racey PA, Swift SM (eds) *Ecology, Evolution and Behaviour of Bats*. Oxford University Press Oxford, pp 123–138. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198549451.003.0008>
- Kurta, A., Bell, G. P., Nagy, K. A., Kunz, T. H. (1989). Energetics of Pregnancy and Lactation in Freeranging Little Brown Bats (*Myotis lucifugus*). *Physiological Zoology*, 62(3), 804–818. <https://doi.org/10.1086/physzool.62.3.30157928>
- Kusch, J., Schmitz, A. (2013). Environmental Factors Affecting the Differential use of Foraging Habitat by Three Sympatric Species of *Pipistrellus*. *Acta Chiropterologica*, 15(1), 57–67. <https://doi.org/10.3161/150811013x667858>
- Kuttruff, H. (2017). *Room acoustics*, Sixth edn. Boca Raton: CRC Press/Taylor & Francis Group.
- Kyheröinen, E.M., Aulagnier, S., Dekker, J. (with UNEP). (2019). *Guidance on the conservation and management of critical feeding areas and commuting routes for bats*. UNEP/EUROBATS.
- Lafitte, A., Sordello, R., Ouédraogo, D.Y., Thierry, C., Marx, G., Froidevaux, J., Schatz, B., Kerbirou, C., Gourdain, P., Reyjol, Y. (2023). Existing evidence on the effects of photovoltaic

- panels on biodiversity: A systematic map with critical appraisal of study validity. *Environmental Evidence*, 12(1), 25. <https://doi.org/10.1186/s13750-023-00318-x>
- Laforge, A., Archaux, F., Coulon, A., Sirami, C., Froidevaux, J., Gouix, N., Ladet, S., Martin, H., Barré, K., Roemer, C., Claireau, F., Kerbirou, C., Barbaro, L. (2021). Landscape composition and life-history traits influence bat movement and space use: Analysis of 30 years of published telemetry data. *Global Ecology and Biogeography*, 30(12), 2442–2454. <https://doi.org/10.1111/geb.13397>
- Larsen, A. E., Engist, D., Noack, F. (2024). The long shadow of biodiversity loss. *Science*, 385(6713), 1042–1044. <https://doi.org/10.1126/science.adq2373>
- Lee, Y. F., McCracken, G. F. (2005). Dietary variation of brazilian free-tailed bats links to migratory populations of pest insects. *Journal of Mammalogy*, 86(1), 67–76. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2005\)086<0067:dvobfb>2.0.co;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2005)086<0067:dvobfb>2.0.co;2)
- Lenth, R. (2024). emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.10.4.900003, <https://rvlenth.github.io/emmeans/>.
- Lewis, S. L., Maslin, M. A. (2015). Defining the Anthropocene. *Nature*, 519(7542), 171–180. <https://doi.org/10.1038/nature14258>
- Lima, S. L., O’Keefe, J. M. (2013). Do predators influence the behaviour of bats? *Biological Reviews*, 88(3), 626–644. <https://doi.org/10.1111/brv.12021>
- Loss, S. R., Will, T., Loss, S. S., Marra, P. P. (2014). Bird–building collisions in the United States: Estimates of annual mortality and species vulnerability. *The Condor*, 116(1), 8–23. <https://doi.org/10.1650/CONDOR-13-090.1>
- Lüdecke, D., Ben-Shachar, M., Patil, I., Waggoner, P., Makowski, D. (2021). performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. *Journal of Open Source Software*, 6(60), 3139. <https://doi.org/10.21105/joss.03139>
- Luo, J., Siemers, B. M., Koselj, K. (2015). How anthropogenic noise affects foraging. *Global Change Biology*, 21(9), 3278–3289. <https://doi.org/10.1111/geb.12997>
- Mac Aodha, O., Gibb, R., Barlow, K. E., Browning, E., Firman, M., Freeman, R., Harder, B., Kinsey, L., Mead, G. R., Newson, S. E., Pandourski, I., Parsons, S., Russ, J., Szodoray-Paradi, A., Szodoray-Paradi, F., Tilova, E., Girolami, M., Brostow, G., Jones, K. E. (2018). Bat detective—Deep learning tools for bat acoustic signal detection. *PLOS Computational Biology*, 14(3), e1005995. <https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1005995>
- Mackenzie, G. A., Oxford, G. S. (1995). Prey of the noctule bat (*Nyctalus noctula*) in East Yorkshire. *Journal of Zoology*, 236(2), 322–327. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1995.tb04496.x>
- Madliger, C. L. (2012). Toward improved conservation management: A consideration of sensory ecology. *Biodiversity and Conservation*, 21(13), 3277–3286. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0363-6>
- Malik, P., Hegedüs, R., Kriska, G., Horváth, G. (2008). Imaging polarimetry of glass buildings: Why do vertical glass surfaces attract polarotactic insects? *Applied Optics*, 47(24), 4361. <https://doi.org/10.1364/AO.47.004361>
- Mallin, M. A., McIver, M. R., Robuck, A. R., Dickens, A. K. (2015). Industrial Swine and Poultry Production Causes Chronic Nutrient and Fecal Microbial Stream Pollution. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(12). <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2669-y>
- Mason, J. T., McClure, C. J. W., & Barber, J. R. (2016). Anthropogenic noise impairs owl hunting behavior. *Biological Conservation*, 199, 29–32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.009>
- McHugh, N. M., Bown, B. L., Forbes, A. S., Hemsley, J. A., Hollans, J. M. (2018). Use of agrienvironment scheme habitats by pipistrelle bats on arable farmland. *Aspects of Applied Biology* 139,1–8

- Mészáros, Á., Kriska, G., Egri, Á. (2021). Spectral optimization of beacon lights for the protection of night-swarmer mayflies. *Insect Conservation and Diversity*, 14(2), 225–234.
<https://doi.org/10.1111/icad.12446>
- Minero, M., Dalla Costa, E., Dai, F. (2015). AWIN Welfare assessment protocol for horses (D. Lebelt & P. Scholz, Eds). Università degli Studi di Milano.
https://doi.org/10.13130/AWIN_HORSES_2015
- Mickleburgh, S. P., Hutson, A. M., Racey, P. A. (2002). A review of the global conservation status of bats. *Oryx*, 36(1), 18–34. <https://doi.org/10.1017/s0030605302000054>
- Molina, L., Agüera, E. I., Pérez-Marín, C. C., Maroto-Molina, F. (2020). Comparing welfare indicators in dairy cattle under different loose housing systems (deep litter vs cubicle barns) using recycled manure solids for bedding. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 18(1), e0501.
<https://doi.org/10.5424/sjar/2020181-15287>
- Monck-Whipp, L., Martin, A. E., Francis, C. M., Fahrig, L. (2018). Farmland heterogeneity benefits bats in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 253, 131–139.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.001>
- Morse, P. M., Ingard, K. U. (1986). Theoretical acoustics. Princeton university press.
- Mozumder, M. S., Mourad, A. H. I., Pervez, H., Surkatti, R. (2019). Recent developments in multifunctional coatings for solar panel applications: A review. *Solar Energy Materials and Solar Cells*, 189, 75–102. <https://doi.org/10.1016/j.solmat.2018.09.015>
- Neilly, H., O'Reagain, P., Vanderwal, J., Schwarzkopf, L. (2018). Profitable and Sustainable Cattle Grazing Strategies Support Reptiles in Tropical Savanna Rangeland. *Rangeland Ecology & Management*, 71(2), 205–212. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2017.09.005>
- Nicholls, B., Racey, P. A. (2007). Bats Avoid Radar Installations: Could Electromagnetic Fields Deter Bats from Colliding with Wind Turbines? *PLoS ONE*, 2(3), e297.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000297>
- Obrist, M. K., Boesch, R., Flückiger, P. F. (2004). Variability in echolocation call design of 26 Swiss bat species: Consequences, limits and options for automated field identification with a synergetic pattern recognition approach. *Mamm*, 68(4), 307–322. <https://doi.org/10.1515/mamm.2004.030>
- Oedin, M., Brescia, F., Millon, A., Murphy, B. P., Palmas, P., Woinarski, J. C. Z., Vidal, E. (2021). Cats *Felis catus* as a threat to bats worldwide: A review of the evidence. *Mammal Review*, 51(3), 323–337. <https://doi.org/10.1111/mam.12240>
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E., Wagner, H. (2016). vegan: Community ecology package. R package version 2.4–1. Available from: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> (accessed December 14, 2022).
- Oliveira, J. M., Destro, A. L. F., Freitas, M. B., Oliveira, L. L. (2021). How do pesticides affect bats? – A brief review of recent publications. *Brazilian Journal of Biology*, 81(2), 499–507.
<https://doi.org/10.1590/1519-6984.225330>
- Orbach, D. N., Fenton, B. (2010). Vision impairs the abilities of bats to avoid colliding with stationary obstacles. *PLoS ONE*, 5(11), e13912. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013912>
- Owens, A. C. S., Cochard, P., Durrant, J., Farnworth, B., Perkin, E. K., Seymoure, B. (2020). Light pollution is a driver of insect declines. *Biological Conservation*, 241, 108259.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108259>
- Palmer, D., Gottschalg, R., Betts, T. (2019). The future scope of large-scale solar in the UK: Site suitability and target analysis. *Renewable Energy*, 133, 1136–1146.
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.08.109>
- Papadatou, E., Butlin, R. K., Altringham, J. D. (2008). Identification of bat species in Greece from their echolocation calls. *Acta Chiropterologica*, 10(1), 127–143.
<https://doi.org/10.3161/150811008X331153>

- Paradis, E., Schliep, K. (2019). ape 5.0: An environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. *Bioinformatics*, 35(3), 526–528. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty633>
- Park, K. J. (2015). Mitigating the impacts of agriculture on biodiversity: Bats and their potential role as bioindicators. *Mammalian Biology*, 80(3), 191–204. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.10.004>
- Peste, F., Paula, A., Da Silva, L. P., Bernardino, J., Pereira, P., Mascarenhas, M., Costa, H., Vieira, J., Bastos, C., Fonseca, C., Pereira, M. J. R. (2015). How to mitigate impacts of wind farms on bats? A review of potential conservation measures in the European context. *Environmental Impact Assessment Review*, 51, 10–22. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.11.001>
- Piraccini, R. (2016). *Barbastella barbastellus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T2553A22029285. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS.T2553A22029285.en> (accessed March 13, 2025)
- Pir, J. B., Dietz, M. (2018.) Populationsdichte und Lebensraumnutzung der Wimperfledermaus (*Myotis emarginatus* Geoffroy, 1806) an ihrer nördlichen Verbreitungsgrenze in Luxemburg. *Bull Soc Nat luxemb*, 120, 107-121
- Pfalzer, G., Kusch, J. (2003). Structure and variability of bat social calls: Implications for specificity and individual recognition. *Journal of Zoology*, 261(1), 21–33. <https://doi.org/10.1017/S0952836903003935>
- Printz, L., & Jung, K. (2023). Urban areas in rural landscapes – the importance of green space and local architecture for bat conservation. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11, 1194670. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1194670>
- Puig-Montserrat, X., Torre, I., López-Baucells, A., Guerrieri, E., Monti, M. M., Ràfols-García, R., Ferrer, X., Gisbert, D., Flaquer, C. (2015). Pest control service provided by bats in Mediterranean rice paddies: Linking agroecosystems structure to ecological functions. *Mammalian Biology*, 80(3), 237–245. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.03.008>
- Pye, J. D. (1993). Is fidelity futile? The ‘true’ signal is illusory, especially with ultrasound. *Bioacoustics*, 4(4), 271–286. <https://doi.org/10.1080/09524622.1993.10510438>
- QGIS Development Team. (2009). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- R. Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available from: <https://www.R-project.org/> (accessed December 14, 2022).
- R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Racey, P. A. (1982). Ecology of bat reproduction. *Ecology of bats*, 57-104.
- Rainho, A., Augusto, A. M., Palmeirim, J. M. (2010). Influence of vegetation clutter on the capacity of ground foraging bats to capture prey. *Journal of Applied Ecology*, 47(4), 850–858. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01820.x>
- Rana, M. S., Lee, S. Y., Kang, H. J., Hur, S. J. (2019). Reducing Veterinary Drug Residues in Animal Products: A Review. *Food Science of Animal Resources*, 39(5), 687–703. <https://doi.org/10.5851/kosfa.2019.e65>
- Ratcliffe, J. M., Elemans, C. P. H., Jakobsen, L., Surlykke, A. (2013). How the bat got its buzz. *Biology Letters*, 9(2), 20121031. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.1031>
- Rehbein, J. A., Watson, J. E. M., Lane, J. L., Sonter, L. J., Venter, O., Atkinson, S. C., Allan, J. R. (2020). Renewable energy development threatens many globally important biodiversity areas. *Global Change Biology*, 26(5), 3040–3051. <https://doi.org/10.1111/gcb.15067>
- REN21 Report, Renewables (2022). global status report; REN21 Secretariat. Available from: https://www.ren21.net/wp-content/uploads/2019/05/GSR2022_Full_Report.pdf (accessed December 14, 2022).

- Ribeiro, B. C., Piratelli, A. J. (2020). Circular-shaped decals prevent bird-window collisions. *Ornithology Research*, 28(1), 69–73. <https://doi.org/10.1007/s43388-020-00007-0>
- Riccucci, M., Lanza, B. (2014). Bats and insect pest control: a review. *Vespertilio*, 17, 161–169
- Riley, W. D., Bendall, B., Ives, M. J., Edmonds, N. J., & Maxwell, D. L. (2012). Street lighting disrupts the diel migratory pattern of wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts leaving their natal stream. *Aquaculture*, 330–333, 74–81. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.12.009>
- Ritz, C., Baty, F., Streibig, J. C., Gerhard, D. (2015). Dose-Response Analysis Using R. *PLOS ONE*, 10(12), e0146021. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0146021>
- Rodríguez, A., Holmes, N. D., Ryan, P. G., Wilson, K., Faulquier, L., Murillo, Y., Raine, A. F., Penniman, J. F., Neves, V., Rodríguez, B., Negro, J. J., Chiaradia, A., Dann, P., Anderson, T., Metzger, B., Shirai, M., Deppe, L., Wheeler, J., Hodum, P., ... Corre, M. L. (2017). Seabird mortality induced by land-based artificial lights. *Conservation Biology*, 31(5), 986–1001. <https://doi.org/10.1111/cobi.12900>
- Roeleke, M., Blohm, T., Kramer-Schadt, S., Yovel, Y., & Voigt, C. C. (2016). Habitat use of bats in relation to wind turbines revealed by GPS tracking. *Scientific Reports*, 6(1), 28961. <https://doi.org/10.1038/srep28961>
- Roeleke, M., Teige, T., Hoffmeister, U., Klingler, F., Voigt, C. C. (2018). Aerial-hawking bats adjust their use of space to the lunar cycle. *Movement Ecology*, 6(1). <https://doi.org/10.1186/s40462-018-0131-7>
- Rossiter, S. J., Jones, G., Ransome, R. D., Barratt, E. M. (2002). Relatedness structure and kin-biased foraging in the greater horseshoe bat (*Rhinolophus ferrumequinum*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 51(6), 510–518. <https://doi.org/10.1007/s00265-002-0467-1>
- Rössler, M., Nemeth, E., Bruckner, A. (2015). Glass pane markings to prevent bird-window collisions: Less can be more. *Biologia*, 70(4), 535–541. <https://doi.org/10.1515/biolog-2015-0057>
- Rowse, E. G., Lewanzik, D., Stone, E. L., Harris, S., Jones, G. (2016). Dark Matters: The Effects of Artificial Lighting on Bats. In C. C. Voigt & T. Kingston (Eds), *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World* (pp. 187–213). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-25220-9_7
- Ruczyński, I., Hałat, Z., Zegarek, M., Borowik, T., Dechmann, D. K. N. (2020). Camera transects as a method to monitor high temporal and spatial ephemerality of flying nocturnal insects. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(2), 294–302. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.13339>
- Ruczyński, I., Nicholls, B., MacLeod, C. D., Racey, P. A. (2010). Selection of roosting habitats by *Nyctalus noctula* and *Nyctalus leisleri* in Białowieża Forest—Adaptive response to forest management? *Forest Ecology and Management*, 259(8), 1633–1641. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.041>
- Russ, J. (2012). British bat calls: a guide to species identification. Pelagic publishing.
- Russo, D., Ancillotto, L. (2015). Sensitivity of bats to urbanization: A review. *Mammalian Biology*, 80(3), 205–212. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.10.003>
- Russo, D., Bosso, L., Ancillotto, L. (2018). Novel perspectives on bat insectivory highlight the value of this ecosystem service in farmland: Research frontiers and management implications. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 266, 31–38. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.07.024>
- Russo, D., Cistrone, L., Jones, G. (2012). Sensory Ecology of Water Detection by Bats: A Field Experiment. *PLoS ONE*, 7(10), e48144. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0048144>
- Russo, D., Cistrone, L., Jones, G., Mazzoleni, S. (2004). Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. *Biological Conservation*, 117(1), 73–81. [https://doi.org/10.1016/s0006-3207\(03\)00266-0](https://doi.org/10.1016/s0006-3207(03)00266-0)

- Russo, D., Jones, G. (2002). Identification of twenty-two bat species (Mammalia: Chiroptera) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls. *Journal of Zoology*, 258(1), 91–103. <https://doi.org/10.1017/S0952836902001231>
- Russo, D., Jones, G. (2003). Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: Conservation implications. *Ecography*, 26(2), 197–209. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03422.x>
- Russo, D., Tanalgo, K., Rebelo, H., Cistrone, L. (2024). To improve or not to improve? The dilemma of “bat-friendly” farmland potentially becoming an ecological trap. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 375, 109215. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.109215>
- Rydell, J. (2006). Bats and their insect prey at streetlights in Ecological consequences of artificial night lighting, 2, 43-60.
- Rydell, J., Miller, L. A., Jensen, M. E. (1999). Echolocation constraints of Daubenton’s Bat foraging over water. *Functional Ecology*, 13(2), 247–255. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1999.00304.x>
- Salles, A. (2022). Bats: Vision or echolocation, why not both? *Current Biology*, 32(7), R318–R320. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2022.02.049>
- Santos, L. P. S., De Abreu, V. F., De Vasconcelos, M. F. (2017). Bird mortality due to collisions in glass panes on an Important Bird Area of southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 25(2), 90–101. <https://doi.org/10.1007/BF03544384>
- Schumm, A., Krull, D., Neuweiler, G. (1991). Echolocation in the notch-eared bat, *Myotis emarginatus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 28(4). <https://doi.org/10.1007/bf00175098>
- Serra-Cobo, J., López-Roig, M., Marquès-Bonet, T., Lahuerta, E. (2000). Rivers as possible landmarks in the orientation flight of *Miniopterus schreibersii*. *Acta Theriologica*, 45, 347–352. <https://doi.org/10.4098/AT.arch.00-34>
- Sheppard, C. (2011) Bird-friendly building design. American bird conservancy, The Plains, VA. https://abcbirds.org/wp-content/uploads/2015/05/Bird-friendly-Building-Guide_2015.pdf (accessed June 15, 2023)
- Sheppard, C. D. (2019). Evaluating the relative effectiveness of patterns on glass as deterrents of bird collisions with glass. *Global Ecology and Conservation*, 20, e00795. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00795>
- Shultz, S., Baral, H. S., Charman, S., Cunningham, A. A., Das, D., Ghalsasi, G. R., Goudar, M. S., Green, R. E., Jones, A., Nighot, P., Pain, D. J., Prakash, V. (2004). Diclofenac poisoning is widespread in declining vulture populations across the Indian subcontinent. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271(suppl_6). <https://doi.org/10.1098/rsbl.2004.0223>
- Siemers, B. M., Baur, E., Schnitzler, H.U. (2005). Acoustic mirror effect increases prey detection distance in trawling bats. *Naturwissenschaften*, 92(6), 272–276. <https://doi.org/10.1007/s00114-005-0622-4>
- Siemers, B. M., Kriner, E., Kaipf, I., Simon, M., Greif, S. (2012). Bats eavesdrop on the sound of copulating flies. *Current Biology*, 22(14), R563–R564. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2012.06.030>
- Siemers, B. M., & Schaub, A. (2011). Hunting at the highway: Traffic noise reduces foraging efficiency in acoustic predators. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1712), 1646–1652. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.2262>
- Siemers, B. M., Stilz, P., & Schnitzler, H.U. (2001). The acoustic advantage of hunting at low heights above water: Behavioural experiments on the European ‘trawling’ bats *Myotis capaccinii*, *M. dasycneme* and *M. daubentonii*. *Journal of Experimental Biology*, 204(22), 3843–3854. <https://doi.org/10.1242/jeb.204.22.3843>
- Silva, E., Marco, A., Da Graça, J., Pérez, H., Abella, E., Patino-Martinez, J., Martins, S., & Almeida, C. (2017). Light pollution affects nesting behavior of loggerhead turtles and predation risk of nests

- and hatchlings. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 173, 240–249. <https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2017.06.006>
- Simmons, N.B., Cirranello, A.L. (2023) Bat Species of the World: A taxonomic and geographic database. Version 1.3. <https://batnames.org/> (accessed June 27, 2023).
- Slabbekoorn, H., & Ripmeester, E. A. P. (2008). Birdsong and anthropogenic noise: Implications and applications for conservation. *Molecular Ecology*, 17(1), 72–83. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03487.x>
- Smotherman, M. S., Croft, T., Macias, S. (2022). Biosonar discrimination of fine surface textures by echolocating free-tailed bats. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.969350>
- Sparks, D. W., Valdez, E. W. (2003). Food habits of *Nyctinomops macrotis* at a maternity roost in New Mexico, as indicated by analysis of guano. *The Southwestern Naturalist*, 48(1), 132–135. [https://doi.org/10.1894/0038-4909\(2003\)048<0132:fhonma>2.0.co;2](https://doi.org/10.1894/0038-4909(2003)048<0132:fhonma>2.0.co;2)
- Steck, C. E., Brinkmann, R. (2006). The trophic niche of the Geoffroy's bat (*Myotis emarginatus*) in south-western Germany. *Acta Chiropterologica*, 8(2), 445–450. [https://doi.org/10.3161/1733-5329\(2006\)8\[445:TTNOTG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3161/1733-5329(2006)8[445:TTNOTG]2.0.CO;2)
- Steinfeld, H., Wassenaar, T., Jutzi, S. (2006). Situación, fuerzas motrices y tendencias de los sistemas de producción agropecuaria en los países en desarrollo: -EN- Livestock production systems in developing countries: status, drivers, trends -FR- Les systèmes de production animale dans les pays en développement : statuts, moteurs, tendances -ES-. *Revue Scientifique et Technique de l'OIE*, 25(2), 505–516. <https://doi.org/10.20506/rst.25.2.1677>
- Stone, E. L., Jones, G., & Harris, S. (2012). Conserving energy at a cost to biodiversity? Impacts of LED lighting on bats. *Global Change Biology*, 18(8), 2458–2465. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02705.x>
- Straka, T. M., Fritze, M., Voigt, C. C. (2020). The human dimensions of a green–green-dilemma: Lessons learned from the wind energy—Wildlife conflict in Germany. *Energy Reports*, 6, 1768–1777. <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2020.06.028>
- Sueur, J., Aubin, T., Simonis, C. (2008). Seewave, a free modular tool for sound analysis and synthesis. *Bioacoustics*, 18(2), 213–226. <https://doi.org/10.1080/09524622.2008.9753600>
- Sümer, S., Denzinger, A., Schnitzler, H.U. (2009). Spatial unmasking in the echolocating Big Brown Bat, *Eptesicus fuscus*. *Journal of Comparative Physiology A*, 195(5), 463–472. <https://doi.org/10.1007/s00359-009-0424-9>
- Szabadi, K. L., Kurali, A., Rahman, N. A. A., Froidevaux, J. S. P., Tinsley, E., Jones, G., Görföl, T., Estók, P., Zsebők, S. (2023). The use of solar farms by bats in mosaic landscapes: Implications for conservation. *Global Ecology and Conservation*, 44, e02481. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02481>
- Száz, D., Mihályi, D., Farkas, A., Egri, Á., Barta, A., Kriska, G., Robertson, B., Horváth, G. (2016). Polarized light pollution of matte solar panels: Anti-reflective photovoltaics reduce polarized light pollution but benefit only some aquatic insects. *Journal of Insect Conservation*, 20(4), 663–675. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9897-3>
- Szentiványi, T., McKee, C., Jones, G., Foster, J. T. (2023). Trends in Bacterial Pathogens of Bats: Global Distribution and Knowledge Gaps. *Transboundary and Emerging Diseases*, 2023, 1–17. <https://doi.org/10.1155/2023/9285855>
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., Milberg, P. (2016). Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 222, 200–212. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.008>
- Tanács, E., Belényesi, M., Lehoczki, R., Pataki, R., Petrik, O., Standovár, T., Pásztor, L., Laborczi, A., Szatmári, G., Molnár, Z., Bede-Fazekas, Á., Somodi, I., Kristóf, D., Kovács-Hostyánszki, A., Török, K., Kisné Fodor, L., Zsembery, Z., Friedl, Z., Maucha, G. (2022). Compiling a high-

- resolution country-level ecosystem map to support environmental policy: Methodological challenges and solutions from Hungary. *Geocarto International*, 37(25), 8746–8769. <https://doi.org/10.1080/10106049.2021.2005158>
- Tassoni, S., Becker, D., Kasten, M. K., Morinière, J., Grass, I. (2024). Insect conservation in agricultural landscapes needs both high crop heterogeneity and semi-natural habitats. *Global Ecology and Conservation*, 55, e03218. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e03218>
- Taylor, D. B., Moon, R. D., Mark, D. R. (2012). Economic Impact of Stable Flies (Diptera: Muscidae) on Dairy and Beef Cattle Production. *Journal of Medical Entomology*, 49(1), 198–209. <https://doi.org/10.1603/me10050>
- Thornton, P. K. (2010). Livestock production: Recent trends, future prospects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2853–2867. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0134>
- Tinsley, E., Froidevaux, J. S. P., Jones, G. (2024). The location of solar farms within England's ecological landscape: Implications for biodiversity conservation. *Journal of Environmental Management*, 372, 123372. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123372>
- Tinsley, E., Froidevaux, J. S. P., Zsebök, S., Szabadi, K. L., Jones, G. (2023). Renewable energies and biodiversity: Impact of ground-mounted solar photovoltaic sites on bat activity. *Journal of Applied Ecology*, 60(9), 1752–1762. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14474>
- Toffoli, R., Ruggetti, M. (2017). Bat activity in rice paddies: Organic and conventional farms compared to unmanaged habitat. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 249, 123–129. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.08.022>
- Toffoli, R., Ruggetti, M. (2020). Effect of water management on bat activity in rice paddies. *Paddy and Water Environment*, 18(4), 687–695. <https://doi.org/10.1007/s10333-020-00811-w>
- Tolentino, V. C. D. M., Baesse, C. Q., Melo, C. D. (2018). Dominant frequency of songs in tropical bird species is higher in sites with high noise pollution. *Environmental Pollution*, 235, 983–992. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.045>
- Torquetti, C. G., Guimarães, A. T. B., Soto-Blanco, B. (2021). Exposure to pesticides in bats. *Science of The Total Environment*, 755, 142509. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142509>
- Tóth-Ronkay, M., Bajor, Z., Bárány, A., Földvári, G., Görföl, T., Halpern, B., Leél-Össy, S., Mészáros, R., Péntek, A. L., Tóth, B., Tóth, Z., Vörös, J. (2015). Budapest. In: Kelcey JG (ed) *Vertebrates and Invertebrates of European Cities: Selected Non-Avian Fauna*. Springer New York, New York, NY, pp 27–73. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-1698-6_2
- Tóth, E., Deák, B., Valkó, O., Kelemen, A., Miglécz, T., Tóthmérész, B., Török, P. (2018). Livestock Type is More Crucial Than Grazing Intensity: Traditional Cattle and Sheep Grazing in Short-Grass Steppes. *Land Degradation & Development*, 29(2), 231–239. <https://doi.org/10.1002/ldr.2514>
- Tölgyesi, C., Bátor, Z., Pascarella, J., Erdős, L., Török, P., Batáry, P., Birkhofer, K., Scherer, L., Michalko, R., Košulič, O., Zaller, J. G., Gallé, R. (2023). Ecovoltaics: Framework and future research directions to reconcile land-based solar power development with ecosystem conservation. *Biological Conservation*, 285, 110242. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110242>
- Tölgyesi, C., Magyar, B., Frei, K., Hábcenyus, A. A., Bátor, Z., Gallé, R. (2025). Introducing the first ecovoltaic parks of Hungary: A reconciliation between solar development and nature conservation. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-2933>
- Treitler, J. T., Heim, O., Tschapka, M., Jung, K. (2016). The effect of local land use and loss of forests on bats and nocturnal insects. *Ecology and Evolution*, 6(13), 4289–4297. <https://doi.org/10.1002/ece3.2160>
- Tullo, E., Finzi, A., Guarino, M. (2019). Review: Environmental impact of livestock farming and Precision Livestock Farming as a mitigation strategy. *Science of The Total Environment*, 650, 2751–2760. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.018>

- Tuneu-Corral, C., Puig-Montserrat, X., Riba-Bertolín, D., Russo, D., Rebelo, H., Cabeza, M., López-Baucells, A. (2023). Pest suppression by bats and management strategies to favour it: A global review. *Biological Reviews*, 98(5), 1564–1582. <https://doi.org/10.1111/brv.12967>
- Tuttle, N. M., Benson, D. P., Sparks, D. W. (2006). Diet of the *Myotis sodalis* (Indiana Bat) at an Urban/Rural Interface. *Northeastern Naturalist*, 13(3), 435–442. [https://doi.org/10.1656/1092-6194\(2006\)13\[435:DOTMSI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1656/1092-6194(2006)13[435:DOTMSI]2.0.CO;2)
- Van Doren, B. M., Horton, K. G., Dokter, A. M., Klinck, H., Elbin, S. B., Farnsworth, A. (2017). High-intensity urban light installation dramatically alters nocturnal bird migration. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(42), 11175–11180. <https://doi.org/10.1073/pnas.1708574114>
- Van Zanten, H. H. E., Van Ittersum, M. K., De Boer, I. J. M. (2019). The role of farm animals in a circular food system. *Global Food Security*, 21, 18–22. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2019.06.003>
- Vasko, V., Blomberg, A. S., Vesterinen, E. J., Suominen, K. M., Ruokolainen, L., Brommer, J. E., Norrdahl, K., Niemelä, P., Laine, V. N., Selonen, V., Santangeli, A., Lilley, T. M. (2020). Within-season changes in habitat use of forest-dwelling boreal bats. *Ecology and Evolution*, 10(9), 4164–4174. <https://doi.org/10.1002/ece3.6253>
- Vaughan, N., Jones, G., Harris, S. (1997). Habitat Use by Bats (Chiroptera) Assessed by Means of a Broad-Band Acoustic Method. *The Journal of Applied Ecology*, 34(3), 716. <https://doi.org/10.2307/2404918>
- Vitela-Mendoza, I., Cruz-Vázquez, C., Solano-Vergara, J., Orihuela-Trujillo, A. (2016). Short communication: Relationship between serum cortisol concentration and defensive behavioral responses of dairy cows exposed to natural infestation by stable fly, *Stomoxys calcitrans*. *Journal of Dairy Science*, 99(12), 9912–9916. <https://doi.org/10.3168/jds.2016-11484>
- Voigt, C. C., Kingston, T. (2016). Bats in the Anthropocene. In C. C. Voigt T. Kingston (Eds), *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World* (pp. 1–9). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-25220-9_1
- Voigt, C. C., Popa-Lisseanu, A. G., Niermann, I., Kramer-Schadt, S. (2012). The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation*, 153, 80–86. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.04.027>
- Voigt, C. C., Phelps, K. L., Aguirre, L. F., Corrie Schoeman, M., Vanitharani, J., Zubaid, A. (2016). Bats and buildings: the conservation of synanthropic bats. *Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world*, 427-462.
- Voigt, C. C., Straka, T. M., Fritze, M. (2019). Producing wind energy at the cost of biodiversity: A stakeholder view on a green-green dilemma. *Journal of Renewable and Sustainable Energy*, 11(6), 063303. <https://doi.org/10.1063/1.5118784>
- Walters, C. L., Freeman, R., Collen, A., Dietz, C., Brock Fenton, M., Jones, G., Obrist, M. K., Puechmaille, S. J., Sattler, T., Siemers, B. M., Parsons, S., Jones, K. E. (2012). A continental-scale tool for acoustic identification of European bats. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), 1064–1074. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02182.x>
- Waters, C. N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A. D., Poirier, C., Gałuszka, A., Cearreta, A., Edgeworth, M., Ellis, E. C., Ellis, M., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J. R., Richter, D. deB., Steffen, W., Syvitski, J., Vidas, D., Wagreich, M., Williams, M., Zhisheng, A., Grinevald, J., Odada, E., Oreskes, N., Wolfe, A. P. (2016). The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *Science*, 351(6269), aad2622. <https://doi.org/10.1126/science.aad2622>
- Wellig, S. D., Nusslé, S., Miltner, D., Kohle, O., Glaizot, O., Braunisch, V., Obrist, M. K., Arlettaz, R. (2018). Mitigating the negative impacts of tall wind turbines on bats: Vertical activity profiles and relationships to wind speed. *PLOS ONE*, 13(3), e0192493. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192493>

- Werber, Y., Hareli, G., Yinon, O., Sapir, N., Yovel, Y. (2023). Drone-mounted audio-visual deterrence of bats: Implications for reducing aerial wildlife mortality by wind turbines. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 9(3), 404–419. <https://doi.org/10.1002/rse2.316>
- Wichgers Schreur, P. J., Vloet, R. P. M., Kant, J., Van Keulen, L., Gonzales, J. L., Visser, T. M., Koenraadt, C. J. M., Vogels, C. B. F., Kortekaas, J. (2021). Reproducing the Rift Valley fever virus mosquito-lamb-mosquito transmission cycle. *Sci Rep* 11:1477.
- Wickramasinghe, L. P., Harris, S., Jones, G., Vaughan, N. (2003). Bat activity and species richness on organic and conventional farms: Impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 40(6), 984–993. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00856.x>
- Wickham, H. (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- Wieringa, J. G., Carstens, B. C., Gibbs, H. L. (2021). Predicting migration routes for three species of migratory bats using species distribution models. *PeerJ*, 9, e11177. <https://doi.org/10.7717/peerj.11177>
- Williams, E. G. (1999). Fourier acoustics: sound radiation and nearfield acoustical holography. Elsevier.
- Wilson, D.E., Mittermeier, R.A. (2019). Handbook of the mammals of the world. Lynx edicions, Barcelona
- Woolley, C. E., Lachance, S., DeVries, T. J., Bergeron, R. (2018). Behavioural and physiological responses to pest flies in pastured dairy cows treated with a natural repellent. *Applied Animal Behaviour Science*, 207, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2018.07.009>
- Yovel, Y., Franz, M. O., Stilz, P., Schnitzler, H. U. (2008). Plant Classification from Bat-Like Echolocation Signals. *PLoS Computational Biology*, 4(3), e1000032. <https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1000032>
- Zahn, A., Bauer, S., Kriner, E., Holzhaider, J. (2010). Foraging habitats of *Myotis emarginatus* in Central Europe. *European Journal of Wildlife Research*, 56(3), 395–400. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0331-y>
- Zahn, A., Gerges, M., Gohle, D., Kriner, E., Lustig, A., Meiswinkel, B., Rudolph, B. U., Swoboda, B. (2022). Ställe als Jagdhabitats für Fledermäuse. – ANLiegen Natur 44(1): online preview, 8 p., Laufen; www.anl.bayern.de/publikationen.
- Zsebök, S., Estók, P., Görföl, T. (2012). Acoustic discrimination of *Pipistrellus kuhlii* and *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera: Vespertilionidae) and its application to assess changes in species distribution. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 58(2), 199-209.
- Zsebök, S., Kroll, F., Heinrich, M., Genzel, D., Siemers, B. M., & Wiegrebe, L. (2013). Trawling bats exploit an echo-acoustic ground effect. *Frontiers in Physiology*, 4. <https://doi.org/10.3389/fphys.2013.00065>

11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Elsősorban szeretnék köszönetet mondani Görföl Tamásnak és Estók Péternek, hogy témavezetőimként irányt mutattak, szakmai tudásukkal és bizalmukkal pedig végigkísérték a munkámat, valamint, hogy hozzájárultak ahhoz, hogy elindulhassak a kutatói pályán.

Külön köszönettel tartozom Zsebők Sándornak, a rengeteg segítségért és támogatásért, valamint, hogy segített a kutatási munkák kivitelezésében és hozzájárult szakmai fejlődésemhez.

Köszönettel tartozom a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetemnek, amiért befogadták a témámat, és támogatást nyújtottak a kutatásom megvalósításához.

Köszönöm Kurali Anikónak és Golen Gerhárdnak a terepi mintavételek során nyújtott segítséget. Szeretném megköszönni továbbá Nor Amira Abdul Rahman, Jérémy S.P. Froidevaux, Elizabeth Tinsley és Gareth Jones nélkülözhetetlen segítségét a publikációk írása során.

Hálás vagyok Győrössy Dorottyának a folyamatos támogatásáért, szakmai tanácsaiért és hogy az évek során bármikor fordulhattam hozzá a kérdéseimmel.

Végül, de nem utolsósorban köszönöm a családomnak, különösen férjemnek, hogy támogattak ezen a hosszú úton és mindig emlékeztettek a motivációimra.

12. MELLÉKLETEK

M1. táblázat A mintavételi helyek összefoglalása élőhelyek és területek szerint.

| Terület | Napelem park | Erdő | Mezőgazdasági terület | Gyep | Település | Vízpart | Összesen |
|------------------|--------------|-----------|-----------------------|-----------|-----------|-----------|------------|
| Bodony | 3 | 3 | | 2 | 3 | | 11 |
| Bogács | 3 | 3 | 6 | | | | 12 |
| Bükkábrány | 3 | 3 | 2 | 1 | 3 | | 12 |
| Csepel | 6 | | | | 6 | 1 | 13 |
| Csepreg | 5 | 5 | 5 | 5 | | | 20 |
| Demjén | 3 | 3 | 6 | | | | 12 |
| Felsőzsolca | 3 | | 3 | | 3 | | 9 |
| Hatvan | 3 | | 3 | | 4 | | 10 |
| Kőszeg | 5 | 5 | 5 | 5 | | | 20 |
| Lőrinci | 2 | | 3 | | 2 | | 7 |
| Sajóbábony | 3 | 2 | | 3 | 3 | | 11 |
| Százhalombatta 1 | 3 | | | | 3 | 2 | 8 |
| Százhalombatta 2 | 4 | | 5 | | | 4 | 13 |
| Vép | 5 | 5 | 5 | 5 | | | 20 |
| Visonta | 3 | 3 | 3 | | | 3 | 12 |
| Σ | 54 | 32 | 46 | 21 | 27 | 10 | 190 |

M2. táblázat A vizsgált napelemparkok adatai

| Terület | Hosszúság (WGS) | Szélesség (WGS) | Napelem dőlésszöge | Napelempark alapterülete (ha) | Mintavétel ideje (hónap) | Hőmérséklet (C°) |
|------------------|-----------------|-----------------|--------------------|-------------------------------|--------------------------|------------------|
| Bodony | 20.029 | 47.941 | 30 | 1,2 | Szeptember | 18,1 ± 2,2 |
| Bogács | 20.538 | 47.891 | 25 | 2,4 | Augusztus | 25,0 ± 1,7 |
| Bükkábrány | 20.705 | 47.893 | 33 | 20 | Szeptember | 24,6 ± 1,3 |
| Csepel | 19.035 | 47.393 | 10-30 | 0,8 | Július | 22,0 ± 2,1 |
| Csepreg | 16.725 | 47.409 | 20 | 8 | Július | 23,6 ± 2,7 |
| Demjén | 20.326 | 47.801 | 20 | 44 | Augusztus | 18,8 ± 2,2 |
| Felsőzsolca | 20.893 | 48.122 | 35 | 45 | Szeptember | 21,2 ± 2,0 |
| Hatvan | 19.721 | 47.668 | 25 | 1,4 | Szeptember | 27,4 ± 2,0 |
| Kőszeg | 16.559 | 47.387 | 20 | 4 | Július | 25,0 ± 2,3 |
| Lőrinci | 19.666 | 47.723 | 25 | 1,1 | Szeptember | 28,1 ± 0,8 |
| Sajóbábony | 20.709 | 48.158 | 25 | 2,2 | Augusztus | 23,2 ± 1,9 |
| Százhalombatta 1 | 18.925 | 47.323 | 20 | 7,4 | Július | 28,0 ± 1,1 |
| Százhalombatta 2 | 18.905 | 47.332 | 20 | 23 | Július | 28,1 ± 1,5 |
| Vép | 16.681 | 47.227 | 20 | 5,5 | Július | 19,6 ± 3,7 |
| Visonta | 20.058 | 47.803 | 20 | 30 | Szeptember | 25,0 ± 2,0 |

M3 Táblázat Mintavételi helyek és mintavételi pontok száma élőhelyek szerint

| | Állattartó telep | Szántófield | Gyep | Tölgyerdő | Fenyőerdő | Település, zöldterület | Település utak |
|---|--|-------------|------|-----------|-----------|------------------------|----------------|
| mintavételi helyek száma | 35 (marha - 20, ló - 7, vegyes - 8) | 12 | 15 | 25 | 17 | 22 | 16 |
| mintavételi pontok száma helyszínenként (átlag ± SD) | 1 - 5 (2.6 ± 1.0) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

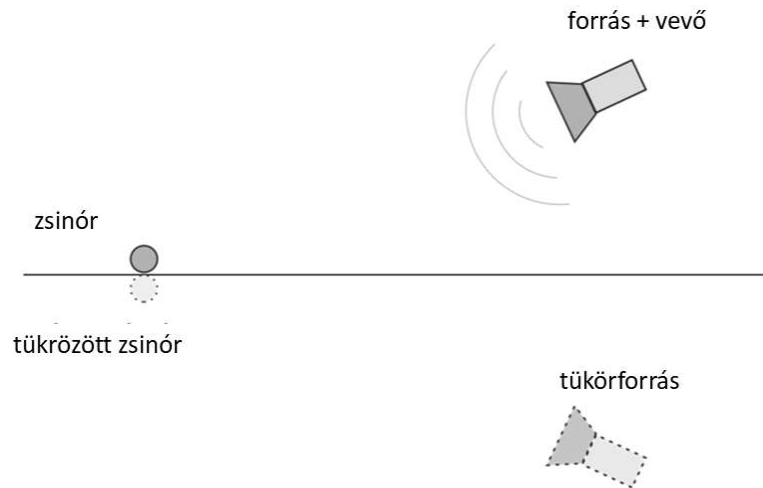
M4 Táblázat A Tukey-féle post hoc tesztek eredményei a különböző állatfajokat tartó telepek denevéraktivitása között.

| Taxon | Contrast | Estimate | SE | z-érték | p-érték |
|---------------------------|-----------------------|----------|-------|---------|---------|
| <i>P. kuhlii/nathusii</i> | | | | | |
| | szarvasmarha - ló | 2.318 | 0.750 | 3.089 | 0.006 |
| | szarvasmarha - vegyes | 0.602 | 0.816 | 0.737 | 0.741 |
| | ló - vegyes | -1.716 | 0.979 | -1.754 | 0.185 |

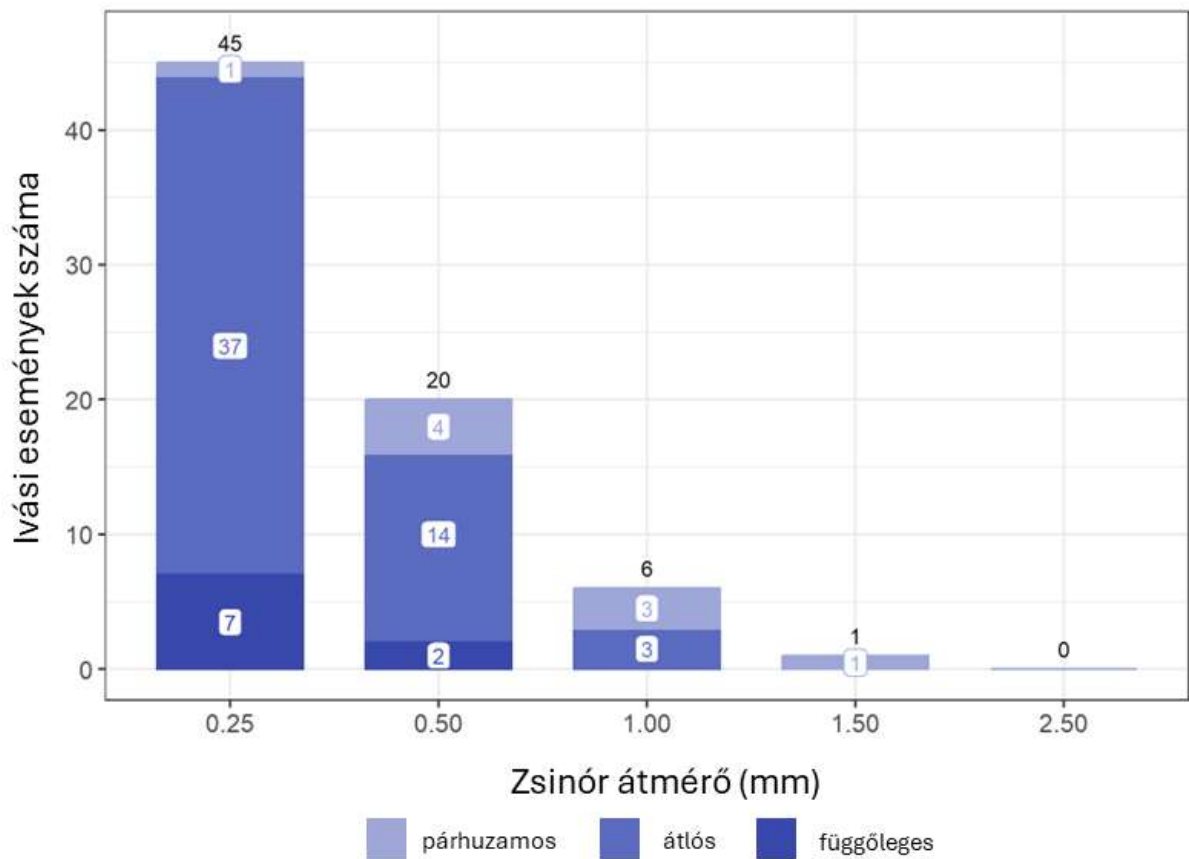
M5 Táblázat A Dunnett-féle post hoc összehasonlítás eredményei a különböző élőhelyek és az állattartó telepek denevéraktivitása között.

| Taxon | Contrast | Estimate | SE | z-érték | p-érték |
|------------------------|--|---------------|--------------|---------------|--------------|
| <i>B. barbastellus</i> | | | | | |
| | szántófield – állattartó telep | 3.227 | 1.501 | 2.149 | 0.126 |
| | gyep - állattartó telep | 2.403 | 1.467 | 1.638 | 0.339 |
| | fenyőerdő - állattartó telep | 3.611 | 1.280 | 2.821 | 0.022 |
| | tölgyerdő - állattartó telep | 3.779 | 1.253 | 3.016 | 0.012 |
| | település, utak - állattartó telep | -0.064 | 1.659 | -0.038 | 1.000 |
| <i>Myotis spp.</i> | | | | | |
| | szántófield – állattartó telep | -0.211 | 1.038 | -0.204 | 0.998 |
| | gyep - állattartó telep | 1.484 | 0.908 | 1.634 | 0.379 |
| | fenyőerdő - állattartó telep | 2.009 | 0.880 | 2.283 | 0.106 |
| | tölgyerdő - állattartó telep | 2.271 | 0.795 | 2.857 | 0.023 |
| | település, zöldterület - állattartó telep | 1.118 | 0.810 | 1.381 | 0.537 |
| | település, utak - állattartó telep | -0.673 | 0.993 | -0.678 | 0.918 |
| <i>Nyctalus spp</i> | | | | | |
| | szántófield – állattartó telep | -2.047 | 0.691 | -2.961 | 0.017 |
| | gyep - állattartó telep | -2.421 | 0.697 | -3.471 | 0.003 |
| | fenyőerdő - állattartó telep | -1.726 | 1.132 | -1.525 | 0.445 |
| | tölgyerdő - állattartó telep | -4.117 | 1.076 | -3.826 | 0.001 |
| | település, zöldterület - állattartó telep | -2.735 | 0.737 | -3.713 | 0.001 |

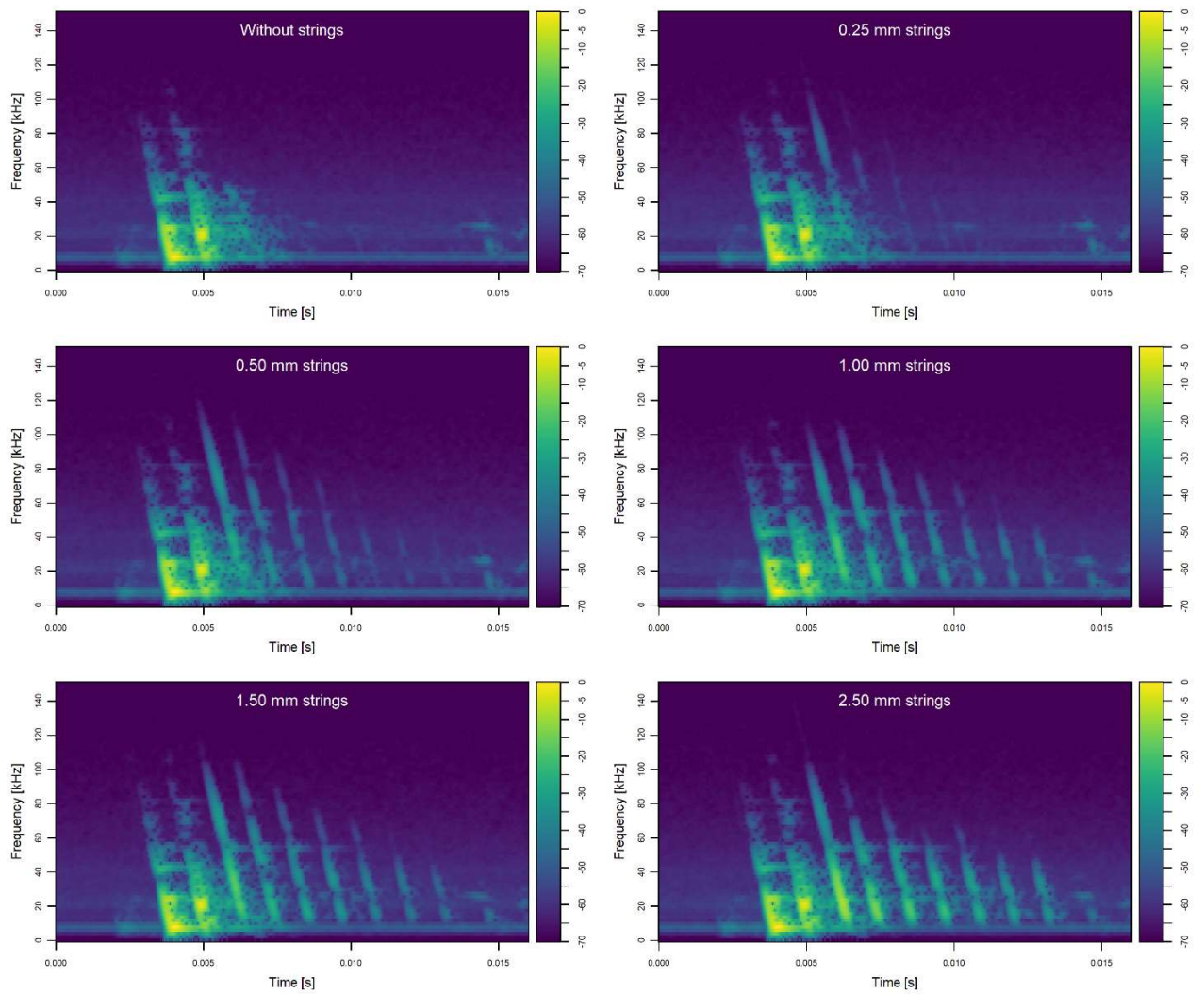
| | | | | | |
|------------------------------|--|---------------|--------------|---------------|------------------|
| | település, utak - állattartó telep | 0.154 | 0.685 | 0.225 | 0.997 |
| <i>P. kuhlii/nathusii</i> | | | | | |
| | szántóföld – állattartó telep | -2.273 | 0.639 | -3.558 | 0.002 |
| | gyep - állattartó telep | -1.141 | 0.572 | -1.997 | 0.198 |
| | fenyőerdő - állattartó telep | -1.730 | 0.515 | -3.357 | 0.004 |
| | tölgyerdő - állattartó telep | -2.603 | 0.464 | -5.605 | <0.001 |
| | település, zöldterület - állattartó telep | -1.710 | 0.492 | -3.477 | 0.003 |
| | település, utak - állattartó telep | 0.095 | 0.566 | 0.168 | 0.999 |
| <i>P. pygmaeus</i> | | | | | |
| | szántóföld – állattartó telep | -2.251 | 0.722 | -3.120 | 0.010 |
| | gyep - állattartó telep | -1.371 | 0.762 | -1.799 | 0.288 |
| | fenyőerdő - állattartó telep | -1.715 | 0.796 | -2.154 | 0.143 |
| | tölgyerdő - állattartó telep | -1.715 | 0.723 | -0.796 | 0.874 |
| | település, zöldterület - állattartó telep | 1.380 | 0.596 | 2.315 | 0.098 |
| | település, utak - állattartó telep | -0.626 | 0.675 | -0.927 | 0.813 |
| Összesített denevéraktivitás | | | | | |
| | szántóföld – állattartó telep | -1.824 | 0.438 | -4.164 | <0.001 |
| | gyep - állattartó telep | -1.424 | 0.419 | -3.398 | 0.004 |
| | fenyőerdő - állattartó telep | -1.503 | 0.391 | -3.845 | 0.001 |
| | tölgyerdő - állattartó telep | -1.389 | 0.348 | -3.995 | <0.001 |
| | település, zöldterület - állattartó telep | -0.100 | 0.360 | -0.279 | 0.994 |
| | település, utak - állattartó telep | -0.194 | 0.399 | -0.487 | 0.968 |



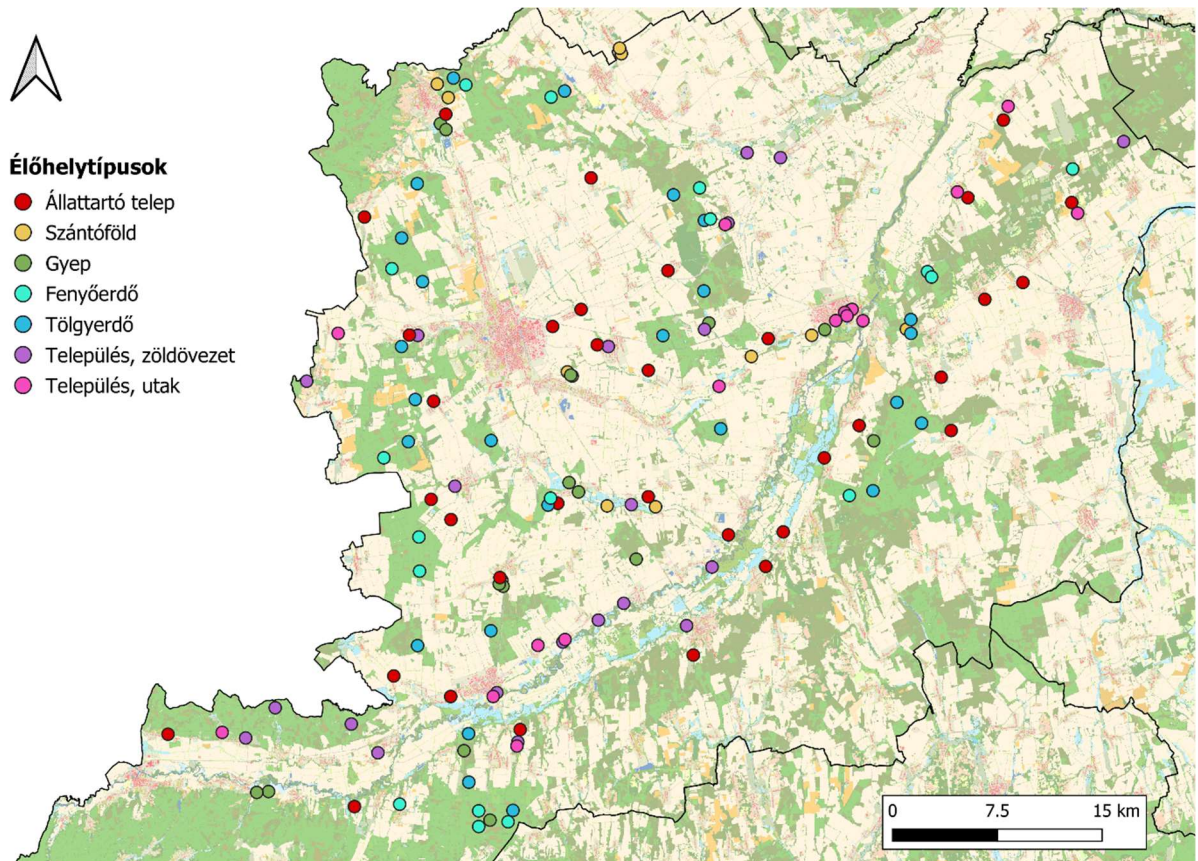
M1. ábra Az akusztikus szimuláció geometriája (anyag és módszer 4.2.5).



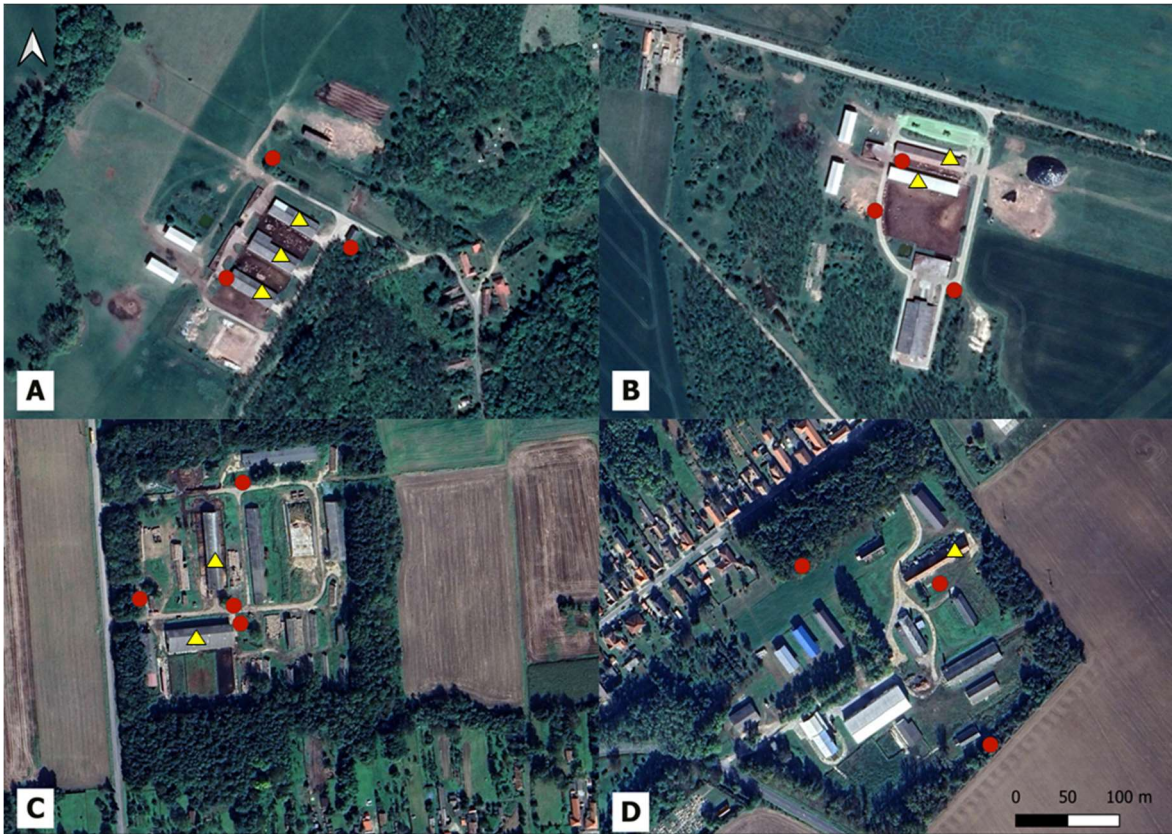
M2 ábra Az ivási események iránya. Az ivási eseményeket különböző párhuzamos vonalakkal összegezve ábrázoltuk. A színek a tányér rövidebb oldalához való hozzávetőleges közeledési irányt jelzik (megegyezik a párhuzamos vonalak irányával).



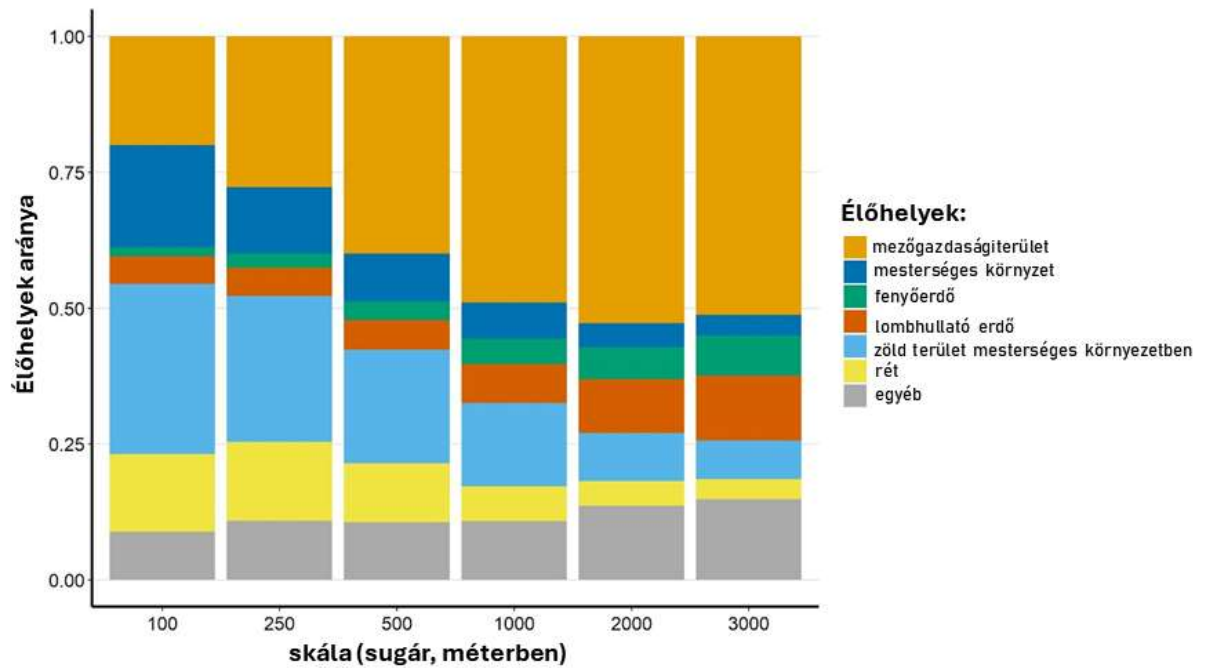
M3 ábra A hangvisszajátszásos kísérlet spektrogramjai. A spektrogramok tartalmazzák a hangszóróból érkező visszhangokat (1. jel), az alatta elhelyezett sima felületről visszaverődő merőleges visszhangokat (2. jel) és a zsinórokról érkező összes visszhangot (a 3. jeltől kezdődően).



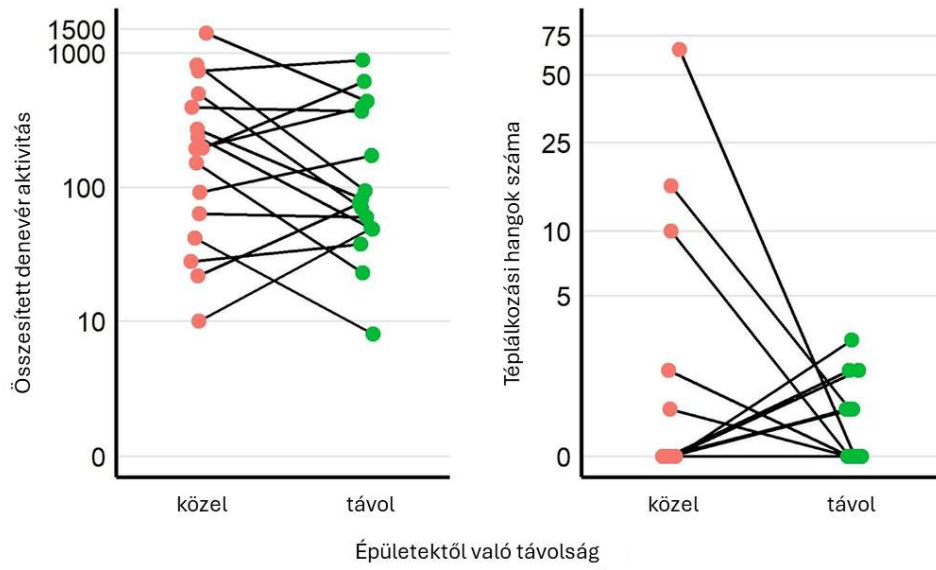
M4. ábra A mintavételi helyek térképe (Vas megye). A különböző színek a vizsgált élőhelytípusokat jelölik.



M5. ábra Mintavételi pontok elrendezésének bemutatása az állattartó telepeken, négy példán (A–D) keresztül. A detektorok elhelyezkedését a piros pontok, az állatok tartására szolgáló épületeket pedig sárga háromszögek jelölték.



M6. ábra Tájhasználati viszonyok az állattartó telepek környezetében. Az oszlopdiagramok a környező élőhelytípusok arányát ábrázolják különböző térléptékeken (N = 35 telep).



M7 ábra Az épületektől való távolság hatása a denevérek aktivitására. Az ábrák a összes rögzített denevérhang szekvenciát valamint a táplálkozási hangok számát ábrázolják (N = 16 állatfarm)