

SZAKDOLGOZAT

Gyenizse-Nagy Sára Bodza

2023



**Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
Kaposvári Campus
Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet
Természetvédelmi mérnök alapképzési szak**

**Ragadozó emlősök jelenlétének és a predációs viszonyok
összefüggéseinek vizsgálata a Kis-Balaton területén**

Belső konzulens: Prof. Dr. Lanszki József
Egyetemi tanár

**Belső konzulens
intézete/tanszéke:** Állattenyésztési
Tudományok Intézet

Készítette: Gyenizse-Nagy Sára Bodza
Természetvédelmi mérnök BSc

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	2
2. Célkitűzések	4
3. Irodalmi áttekintés.....	5
3.1. A Kis-Balaton története	5
3.2. Alternatív zsákmány hipotézis.....	7
3.3. Róka index.....	9
3.4. Kisemlősök, mint táplálékforrás	12
3.5. Madárfészekalj-predáció.....	13
4. Anyag és módszer	17
4.1. Vizsgált terület.....	17
4.2. A területen előforduló ragadozók állományai	18
4.3. Mintavételi helyszínek.....	19
4.4. Összefüggés-elemzésben használt változók	20
4.5. Statisztikai értékelés	23
5. Eredmények.....	25
5.1. Évek és területrészek különbségei	25
5.2. Fészekalj-predátorok.....	30
5.3. Összefüggés-elemzés.....	34
6. Következtetések.....	37
6.1. Kisemlősök, mint táplálékforrás	37
6.2. Róka, mint leggyakoribb ragadozó.....	38
6.3. Fészekalj-predáció	39
6.4. Összefüggés-vizsgálat.....	40
7. Összefoglalás.....	43
8. Köszönetnyilvánítás	44
9. Irodalomjegyzék.....	44
10. Melléklet.....	55

1. Bevezetés

A vizes élőhelyek a világ különösen értékes ökoszisztémái (Bobbink et al. 2006, Bobbink et al. 2006, Szilágyi 2007, Scott et al. 2008, Internet 1). Napjainkra azonban rendkívül sérülékennyé és veszélyeztetetté váltak, mivel nagyon érzékenyek a környezeti változásokra speciális fény-, tápanyag-, pH- és vízigényük miatt (Bobbink et al. 2006, Tousignant et al. 2010). Az emberek általában nem sokra becsülik ezeket a területeket, szinte semmilyen értéket nem tulajdonítanak nekik, mivel gazdasági haszon nem származik belőlük. Természetes állapotban való megtartásuk helyett kifizetődőbbnek tűnik az átalakításuk elsősorban mezőgazdasági területekké, és ez hatalmas területeken meg is történt az elmúlt évszázadokban (Mitsch és Gosselink 2000). Azonban ezeknek az élőhelyeknek nagyon fontos, pótolhatatlan szerepük van. Az egyik kiemelkedő értékük az ökoszisztéma szolgáltatásokban rejlik, amit mára már anyagiakban is lehet mérni, és aminek értéke és fontossága a jövőben várhatóan még pontosabban kifejezhető lesz (Zhang et al. 2013, Costanza et al. 1997). A globális éghajlatváltozás mérséklésében a vizes élőhelyeknek pótolhatatlan szerepe lesz azáltal, hogy megkötik a bioszférában lévő fix szén jelentős mennyiségét (Mitsch és Gosselink 2000, Evenson et al. 2021, Bobbink et al. 2006). Costanza et al. (1997) a világ ökoszisztéma-szolgáltatás értékeinek megbecsülésénél úgy számolta, hogy a vizes élőhelyek 75%-kal értékesebbek, mint a tavak és folyók, 15%-kal értékesebbek, mint az erdők, és 64%-kal értékesebbek, mint a gyepek és mezők (Mitsch és Gosselink 2000).

Az emberi zavaró tényezők negatívan hatnak a természetes és természetközeli élőhelyek fennmaradására és fajgazdagságára (Tousignant et al. 2010). Megváltoznak a természetes élőhelyek, és az élővilág egyre kisebb területre szorul vissza. A nagyragadozók és más specialista fajok is kiszorulnak az élőhelyeikről. Az ember lassan átvette a csúcsragadozók szerepét. Mivel az egyensúly megtartása nagyon komoly feladat, és sok helyen ez nem sikerült, ezért a predátorok jelenléte és szabályozó szerepe újra egyre nagyobb jelentőségűvé válik a világban (Ripple és Beschta 2004, Roemer et al. 2009, Červinka 2014). Számos bizonyíték utal arra, hogy a csúcsragadozók jelenléte kulcsfontosságú a biológiai sokféleség megőrzésében (Berger et al. 2001, Miller et al. 2001). A közvetlen zsákmányszerzésen keresztül a ragadozók befolyásolhatják a prédafajok populációit és létszámát, ezen keresztül pedig az ökoszisztéma többi elemét is (Berger et al. 2001).

A legtöbb ragadozó azonban a táplálkozási szinteket tekintve nem csúcsragadozó. Kisebb méretükből és jó alkalmazkodó képességükből adódóan a közepes testű ragadozóemlősök (röviden: KRE) általában nagyobb létszámban vannak jelen, mint a nagyragadozók (Roemer et al. 2009). Mivel azonban a közepes testű ragadozó emlősök

jellemzően változatos és alkalmazkodó étrenddel rendelkeznek, képesek az emberhez közel élni, és képesek a gyors populációnövekedésre. Ezek miatt azonban gyakoriak a ragadozó-ember konfliktusok, ami ragadozóállomány szabályozáshoz vezet (Dorresteijn et al. 2015). A gazdálkodásból eredő szabályozás miatt a KRE ökoszisztémákra és ezzel együtt biológiai sokféleségre gyakorolt hatása megváltozott (Tambling et al. 2018). A létszámszabályozásra ember által átalakított környezetben többnyire szükség van. Amennyiben nincs korlátozás, a KRE egyedszáma viszonylag gyorsan megnőhet és ezzel együtt az ökoszisztémára gyakorolt negatív hatásuk is megerősödhet (Ritchie és Johnson 2009). Ugyanakkor pozitív hatások is ismertek (Crooks és Soulé 1999).

A témaválasztásomat az motiválta, hogy kíváncsi voltam a Kis-Balaton mocsárvidékének élővilágára. Ezért 2020 májusában bekapcsolódtam a területen zajló összetett felmérésekbe és azokban a további években is részt vettem. 2021-ben indultam a MATE Kaposvári Campusán szervezett TDK-n a *Ragadozó emlősök jelenlétének és a predációs viszonyok vizsgálata a Kis-Balatonon* című dolgozatommal, második helyezést értem el. Abban a dolgozatban elsősorban a ragadozóemlős-fajok kis-balatoni előfordulásával foglalkoztam, ebben a dolgozatban pedig hangsúlyosan a területen folyó felmérésekből származó adatsorok összekapcsolásával, összefüggésvizsgálatokkal foglalkozok.

2. Célkitűzések

A vizsgálatoknál az volt a célunk, hogy van-e évtől és területrésztől függő különbség:

- 1) a vörös róka, mint legfontosabb predátor jelenléte (itt állománynagysága),
- 2) a kisemlősök állománya, mint fontos táplálékforrás,
- 3) és a műfészkeket ért predáció (túlélés, predátor összetétel) tekintetében.

Ezt követően azt vizsgáltuk, hogy ezen kínálat (kisemlős abundancia), a predátor jelenlét (rókaindex) és a predáció mértéke (napi túlélési ráták) hogyan függenek össze egymással.

A terület természetközeli állapota, dinamikusán változó környezeti adottságai, ezzel együtt változó mocsári életközösségei és bonyolult kapcsolatrendszerei alapján időben és térben eltérő mintázatokat feltételeztünk (*hipotézis*). Összességében a kisemlősök abundanciája és a különböző típusú fészkek túlélése között pozitív összefüggést vártunk (*1. predikció*), míg a róka állománysűrűség és a fészkek túlélése között negatív összefüggést (*2. predikció*). Továbbá azt vártuk, hogy nagyobb róka állománysűrűség kisebb kisemlős abundanciával (ezáltal romló fészektúléléssel) jár együtt (*3. predikció*).



1. ábra: Kifosztott mű bokorfészkek

3. Irodalmi áttekintés

3.1. A Kis-Balaton története

Vízrajzi értelemben a Kárpát-medence a Föld egyik legzártabb medencéje, amelynek csak a fő folyója, a Duna érkezik a medencéjén kívülről (Varga et al. 2018). A vizsgált területünk a Zala-folyó, illetve a Balaton vízgyűjtőjéhez tartozik. A Balaton vize pedig a Sió-csatornán keresztül a Dunába ömlik.

A folyók és tavak által biztosított vízkészlet nélkülözhetetlen a mindennapi életben: fontos Magyarország ivóvíz ellátásban, a vízerőművek használatában, hajózási szempontokból és a mezőgazdálkodás oldaláról is (Vince 2022). A vizeink megőrzése nem csak az emberi jóllét és a gazdaság miatt fontos, hanem számos pótolhatatlan élőhely fenntartása miatt is (Bobbink et al. 2006). A vizes élőhelyek védelmére több nemzetközi megállapodás született, így például a Ramsari Egyezmény (Internet 2), Berni Egyezmény (Internet 3), Biológiai Sokféleség Egyezmény (Internet 4) vagy a Vízeret Irányelv, melyek Magyarországra is vonatkoznak, illetve amelyekhez Magyarország csatlakozott. (Internet 5, Bobbink et al. 2006).

A vizsgált területet is magába foglaló Duna-Tisza-medence nagytáj a Kárpát-medence legmélyebb része, így üledékgyűjtő terület, nagy kiterjedésű árterekkel. Nagyobb része síkság, kisebb része dombság. Ha megnézzük az Első Katonai Felmérés 18. század végi térképlapjait (Internet 6), akkor láthatjuk, hogy a vízzel borított területek, vagy az azokat övező egyéb vizes, nedves élőhelyek kiterjedése a mainál sokkal jelentősebb volt, beleértve a Balaton körüli berkeket is. Frisnyák (1995) szerint a mocsaras, nedves élőhelyek kiterjedése 41000 km²-re volt tehető a szabályozások előtt. A török uralom utáni mezőgazdasági és ipari konjunktúra, a hajózási útvonalak biztosítása, az árvizek elleni védelem igénye, valamint a népességszám növekedése vezetett a folyók szabályozásához, a mocsarak, lápok lecsapolásához (ennek csúcsideje a 19. sz. második fele és a 20. század első fele). Ezek az ármentesítési és lecsapolás munkálatok mintegy egymillió hektár vizes élőhelyet szüntettek meg, továbbá számos állat és növényfaj kipusztulásához vezettek (Istvánovics és Somlyódi 2002). Ezek az átalakítások jelentősen érintették a ma Kis-Balatonnak nevezett területet is. A Kis-Balaton név egyébként Beszédes József 1833-as térképén olvasható először (Harkai 1996).

A Kis-Balaton-medence, mint geomorfológiai egység, a Balaton süllyedékének dél-nyugati meghosszabodása, melyet a tótól a fenékpusztai Castrum-hát választ el (Dövényi 2010). A medencét keskeny, párhuzamos, észak-déli irányú, ún. meridionális háta határolják, melyek nevüket a rajtuk lévő településekről kapták. A háta között több km széles és hosszú, mélyebb területek húzódnak. A mocsaras térszínből kiemelkedő szigeteket pleisztocén folyóvízi- és futóhomok alkotja. Ezen szigetek általában szintén észak-déli irányúak. (Vidéki 2010).

A medence vízutánpótlása részben a csapadékból, részben pedig a Kis-Balaton medencéjét körülvevő magasabb területek felől érkező felszíni és felszín alatti folyóvizekből ered. Legnagyobb folyóvize a Zala-folyó, mely a Balaton legjelentősebb vízforrása is egyben (Vidéki 2003). Napjainkban számos kisebb-nagyobb csatorna is szabdalja a vidéket, mint például a Hévíz-Páhoki-övesatorna vagy a Kiskomáromi-csatorna (Dövényi 2010, Tátrai et al. 2000).

A Kis-Balaton, mint kistáj, területe kb. 220 km², aminek 42%-a sorolható a vizes élőhely (nyílt vízfelszín, vagy mocsár) kategóriába, továbbá jelentősek még a gyepek (18%), a szántók (17%) és az erdők (16%) területek is (Csorba 2021). Éghajlata mérsékelt meleg - mérsékelt hűvös klímazóna határán van. (Lelkes és Magyarai 2003). Az évi középhőmérséklet 10 °C, az éves csapadékösszeg 700-750 mm körül alakul. A jelentős mértékben vízzel borított süllyedék medence ma is tőzeges-lápos jelleget őriz. Ennek következményeként a lápos réti és a síkláp talajok aránya meglehetősen magas (61%) (Dövényi 2010).

A Kis-Balaton, mint víztest és vizes élőhely, jelentős szerepet játszott/játszik a Zala-folyó vizének a megszürésében, ugyanis a szerves törmeléket, hordalékot itt rakja le a folyó, mielőtt a Balatonba torkollana. A Kis-Balaton az évezredek során a Balaton szerves része volt, ami a mesterséges vízimunkálatoknak köszönhetően a 19. század során vált le attól végérvényesen. 1836 és 1895 között elvégezték a Zala mocsarainak lecsapolását. 1950-ben a Hévíz és Kis-Balaton közötti lápréteket is lecsapolták. (Lelkes és Magyarai 2010)

A 20. század közepére jelentősen lecsökkent a Kis-Balaton tisztító hatása. A Zala-folyót gátak és töltések között egyből a Keszthelyi-öbölbe vezették a kis-balatoni mocsárvidék nádas szűrőrendszere helyett (Takács 1978). Ezáltal a Kis-Balaton területe először lápos, nádasos területté változott, majd egyre nagyobb része szárazulattá vált. Az így elvesztett értékes vizes élőhelyek miatt folyamatosan csökkenni kezdett a terület biodiverzitása. A Balatonba közvetlenül bevezetett hordalékos zalai víz következtében a tó elindult az eutrofizálódás útján, zavaros lett és a Keszthelyi-öböl elkezdett feltöltődni. Vize minőségi romlásnak indult és a turisztikai igények kielégítésére egyre alkalmatlanabbá vált. Ennek a negatív folyamatnak a megállítására dolgozták ki a „Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer” tervet 1981-ben (Internet 1, Internet 7). A tervezet keretein belül a Zala folyó visszavezetését valósították meg a Kis-Balaton területére, így a kiszáritott természetes mocsarakat mesterségesen kialakított vízminőségvédelmi rendszerré alakították, ezzel ismét visszaalakítva a korábbi vizes élőhellyé (Vidéki 2003).

A tervet két lépcsőben hajtották végre. Először 1985-ben az úgynevezett I. ütemet árasztották el, így a korábban szántóföldekké és rétekké átfomált területeken nyílt vizű tavat

alakítottak ki (Hídvégi-tó, 1800 ha). Nagyobb részét, az úgynevezett II. ütemet 1992-ben árasztották el. Az elárasztást követően az 1957-ben kialakított természetvédelmi terület kibővült, megalakult a Kis-Balaton Tájvédelmi Körzet, mely 1997-től a Balaton-felvidéki Nemzeti Park része (Lelkes és Magyarai 2010).

3.2. Alternatív zsákmány hipotézis

Az alternatív préda hipotézis (APH= Alternative Prey Hypothesis) azt állítja, hogy amikor a fő zsákmány sűrűsége csökken, akkor a generalista ragadozók egy másik, ú.n. alternatív zsákmányra váltanak. Ugyanez megjelenik fordítva is, ami azt jelenti, hogy az alternatív zsákmányra nehezedő predációs nyomás negatívan korrelál a fő zsákmány sűrűségével (Kjellander és Nordström 2003, Pöysä et al. 2016). A ragadozó idővel visszatér a fő zsákmány típus fogyasztására. A zsákmányváltást példázza a mezei pocok és a mezei nyúl aránya a vörös róka táplálékában. Lengyelországban, agrárterületen rókával végzett kutatás szerint (Goszczyński et al. 1976), pocokgradáció idején a róka elsősorban mezei pockot fogyaszt annak ellenére, hogy mezei nyúl fiókák is rendelkezésre állnak. Az elfogyasztott pocok mennyisége a gradáció évében a legnagyobb, majd csökken (Goszczyński et al. 1976). A gradációt követően a mezei nyúl válik a fő prédává. A mezei nyúl és a mezei pocok fogyasztása tehát összefügg: a pocokfogyasztás növekedésével csökken a nyúl fogyasztása. Vagyis a rágcsálók gradációja növeli a nyulak életben maradásának esélyeit. Emiatt a róka táplálkozásában fontos szerep jut a mezei pocoknak.

Emellett a megosztott predációs hipotézis (SPH= shared predation hypothesis) azt mondja ki, hogy a ragadozók száma megnő, ha a rágcsálóállomány sűrűsége magas, hiszen több utódot képesek felnevelni, valamint más területekről is érkezhetnek ide ragadozók a táplálékébőségnek köszönhetően. Így azonban nem csak a fő zsákmányon, hanem az alternatív, másodlagos prédákon is megnő a predációs nyomás (Kjellander és Nordström 2003, Jezková et al. 2014). Az alternatív préda hipotézist gyakran tesztelik a kutatások során.

A zsákmány három fő kategóriába tartozhat: elsődlegesen kedvelt (előnyben részesített) zsákmány, alternatív zsákmány és alkalmasszerűen (véletlenszerűen) fogyasztott zsákmány. Ha az előnyben részesített zsákmány kevésbé elérhető, a ragadozó táplálékkeresése több irányba mozdulhat el, és így a véletlenszerű zsákmányok predációja szignifikánsan megnövekszik (McKinnon et al. 2013).

Az alternatív zsákmány hipotézis valósága nem egyöntetűen bizonyított. Kutatások támasztják alá, hogy a megnövekedett kisméltós létszám pozitívan hat a fészkek túlélésére (Breisjøberget et al. 2018, McKinnon et al. 2014), a ragadozók a könnyebben elérhető

kisemlősökkel táplálkoznak inkább. Ismertek példák arra is, hogy alacsony rágcsáló jelenlét esetén a másodlagos táplálék fogyasztása megnő (Kjellander és Nordström 2003), ami a vörös róka esetében lehet például tojás (Šálek et al. 2014), fiatal madár (Pakanen et al. 2022), vagy egyes kutatásokban őzgida (Kjellander és Nordström 2003). Az elsődleges zsákmányban gazdag évet követően, amikor a legkedveltebb (fő) zsákmány abundanciája lecsökken, az alternatív és az alkalomszerű (véletlenszerű) zsákmányon megnő a predációs nyomás (McKinnon et al. 2013, Wilson és Bromley 2001). A fő zsákmány visszaesésének időszakában a táplálékkeresés ideje vagy a táplálékkeresési terület nagysága megnövekszik, és ennek eredményeként az alkalomszerűen fogyasztott zsákmányok fogyasztása is gyakoribb lesz (McKinnon et al. 2013). Ha az elsődleges táplálékforrás nem elegendő a ragadozók számára, a másodlagos táplálékforrást is elkezdik aktívan keresni (Breisjøberget et al. 2018, Kjellander és Nordström 2003). A róka abundanciája negatív kapcsolatban áll a fészkek túlélésével (McKinnon et al. 2014, Pakanen et al. 2022). A táplálékbőség idején nagyobb a ragadozó szaporodási sikere, megnövekszik a ragadozósűrűség, amely szintén nagyobb predációs nyomást eredményez a területen (Pakanen et al. 2022, Pöysä et al. 2016). A fészkekragadozók abundanciája a pocok abundanciájával együtt nőhet (Pöysä et al. 2016).

Šálek et al. (2014) csehországi erdőben végzett tanulmányukban megerősítik, hogy a rágcsáló populációk jelentős csökkenésének következtében a mesterséges fészkek predáltsága 34%-ról 76%-ra növekedett. Megállapították, hogy a mindenevő varjúfélék nem reagálnak olyan közvetlenül a kistrágcsálók létszámingadozására, mint a ragadozó emlősök, vagyis a fészkekragadozásuk az évek között kevésbé fluktuál.

Nem csak az évek, hanem az évszakok is befolyásolják a predációs mintázatot. A tavaszi nagyobb kisemlős abundancia pozitívan hat a fészkek túlélésére. Az őszi nagyobb létszámú rágcsáló jelenlét azonban a madárfiókák túlélésére negatívan hat, hiszen a nagy rágcsáló jelenlét miatt több ragadozó marad a területen, amely veszélyezteti a csibéket és a fiatal madarakat is. A fiókák túlélése a kikeléstől egyéves korig számolva rosszabb volt akkor, amikor az előző év őszen a kisemlősök jelenléte alacsony volt, míg a tavaszi kisemlős abundancia viszont magas (Pakanen et al. 2022) **(2. ábra)**.

Autumn small mammal effect on predator abundance			Spring small mammal abundance	
Autumn small mammal abundance	Numerical response	Spring predator abundance	Low	High
Low 	→	Low 	Intermediate nest survival	High nest survival
High 	→	High 	Low nest survival	Intermediate nest survival

2. ábra: A tavaszi és az őszi kisemlős abundancia hatása a ragadozó emlős jelenlétre (Pakanen et al. 2022)

Kjellander és Nordström (2003) azt figyelték meg svédországi erdőben végzett vizsgálatukban, hogy az alacsony rágcsáló állománysűrűségű években az őzgidák halálozási rátája megnő. Így az is látható, hogy a tavaszi róka alom nagysága és az őszi őzgida állomány nagysága között negatív összefüggés van.

A rágcsálók állománysűrűségének és a talajfészkek túlélésének vizsgálatánál egy csehországi kutatás során azt találták, hogy a fészkek kifosztása a rágcsálópopuláció csúcsidőszakában sem csökkent, ami ebben az esetben nem erősíti meg az alternatív zsákmány hipotézis elméletét (Jezková et al. 2014).

További kutatások is eltérő eredményeket mutattak, vagyis nem minden esetben voltak alátámaszthatók a feltételezések. Egyes esetekben a rágcsáló sűrűséggel egyidejűleg a fészkekfosztás mértéke is megnőtt (Pöysä et al. 2016), máshol nem találtak szignifikáns összefüggést a ragadozó, az elsődleges és a másodlagos zsákmány vadászata között (Jezková et al. 2014, Aharon-Rotman et al. 2014). Más tényező is befolyásolhatja a költés sikerét és a fészkekfosztás mértékét, mint például az éghajlat változás következtében megcsúszott költés (Jezková et al. 2014) vagy az aktuális, rossz időjárási körülmények a költés ideje alatt (Griebel és Dawson 2018). Több esetben a hipotézis csak részben volt igaz (Wilson és Bromley 2001, Pöysä et al. 2016, Small et al. 2006).

3.3. Róka index

a. Vörös róka

A vörös róka (*Vulpes vulpes*) globálisan és Magyarországon is az egyik leggyakoribb közepes testű ragadozóemlős (Sillero-Zubiri et al. 2004). Közepes testméretű, generalista,

opportunista ragadozó, vagyis a legkönnyebben elérhető és legnagyobb sűrűségben megjelenő táplálékforrást részesíti előnyben (Kistler et al. 2009, Fleming et al. 2021, Jedrzejewska és Jedrzejewski 1998, Rosalino et al. 2010). Nálunk főként soliter faj (Heltai et al. 2010).

Elsődlegesen rágcsálókat, kisemlősöket fogyaszt, de a mennyisége és fajösszetétele a környezettől és élőhelytől függően változhat (Yoneda 1982, Bakaloudis et al. 2015, Soe et al. 2017, Lanszki et al. 2020). Egyes rágcsálófajok tömeges felszaporodásakor kihasználja a nagy mennyiségű táplálékforrást, és akár specializálódhat is egyes fajok megfogására (Weber 1996).

A róka táplálékai között nagy százalékban megjelenik a növényi eredetű táplálék is (vad és házi gyümölcsök, gabonák, elsősorban kukorica), főleg a nyári és az őszi időszakban, és ezek a források akár dominálhatnak is ekkor (Yoneda 1982, Rosalino et al. 2010). Ízeltlábúak, giliszták (Macdonald 1980) is szerepelnek az étrendben, főleg fiatal korban, amikor a rókák vadászni tanulnak (Yoneda 1982). Az étrendnek részét képezik kételtűek és hüllők (Lanszki et al. 2006), háziállatok vagy azok maradványai (Yoneda 1982) is. Gyakran előfordul, hogy rászokik a szemét evésére, hiszen ez egy könnyen megszerezhető táplálékforrást jelent főként a városszéleken (Weber et al. 1999, Harris 1981, Červinka 2014). A rókákat gyakran vádolják azzal, hogy megölik a nagyvadakat, pedig ennek a táplálékforrásnak nagy része vadászok által kint hagyott zsigerekből, illetve egyéb döögökből származik (Needhan et al. 2014), bár a tavaszi időszakban a fiatal őzgidákat akár aktívan is vadásztatják (Kjellander és Nordström 2003, Jarnemo et al. 2004).

Mocsári élőhelyeken elsősorban kisemlősökkel és madarakkal, alkalmoszerűen döögökkel táplálkoznak. Ezeken a területeken sem specializálódnak egyféle táplálékra, hanem mindig az aktuálisan legkönnyebben elérhető zsákmányokat szerzik meg. Az energiadúsabb táplálékot maguk fogyasztják el, míg a kölyköknek a könnyebben elérhető, de nagyobb méretű táplálékot hordják (Lanszki et al. 2023).

A Fehérvízi láp területén végzett tanulmányban kiderült, hogy a vizes élőhely ellenére a róka nem a közvetlenül vízhez kötődő táplálékforrásokat fogyasztja, továbbá a pocokfélék dominanciája miatt a táplálkozási niche-e igen szűk (Lanszki 2012).

Panzacchi szerint a kölykök nevelésekor a felnőttek általában a legnagyobb tápértékű zsákmányt hozzák kölykeik számára (Panzacchi et al. 2007). Az önállóvá válás során a könnyebben megszerezhető zsákmányokra összpontosítanak a fiatalok, így ilyenkor a nyári esők fontosak lehetnek, hiszen a gilisztákat, gyíkokat, békákat és egyes rovarokat ekkor tudják könnyebben megfogni (Jarnemo et al. 2004, Soulsbury et al. 2008, Lanszki 2012). A kölykök túlélése sokban függ attól, hogy az önállóvá válás előtt milyen kondíciót értek el (Soulsbury et al. 2008). Egy, a Kis-Balatonnál végzett kutatás során megfigyelték, hogy a kisorókák

táplálékának jelentős részét képezik a nagyobb méretű rágsálók és a madarak (Lanszki et al. 2023). A szülők még akkor is preferálták ezeket a táplálékforrásokat, amikor azok kisebb mennyiségben voltak jelen. Egy Norvégiában végzett kutatás kimutatta, hogy a nőstény rókák az őzgidákat a kölyköknek hordják, míg maguk kistrágsálókat és gyümölcsöket fogyasztanak elsősorban, így energiát takarítanak meg a további zsákmányoláshoz (Panzacchi et al. 2007).

A tavaszi és nyári időszakban fontos szerepet játszanak a madárfészkek, tojások és madárfiókák a róka táplálkozásában (Stantial et al. 2020). Ennek során vagy aktívan keresi ezeket a forrásokat, vagy a zsákmányszerző útja során botlik bele a fészkekbe (McKinnon et al. 2013, Laidlaw et al. 2019). Több - az előzőekben bemutatott - kutatás foglalkozik a fészkeket érő predációs nyomás és a kisemlősök állománymérete közötti összefüggések vizsgálatával különböző évek, időszakok és élőhelyek esetében (Pöysä et al. 2016, Jezková et al. 2014). Megállapították, hogy a kisemlősökben gazdag területen a róka kevésbé zsákmányolja a fészkeket, míg a kisemlősben szegény időszakokban akár rá is állhat a fészekkeresésre. Az emberi befolyás szerepe is jelentős lehet, hiszen a területek fragmentálódása miatt a madarak egyre gyakrabban a szegélyek vagy folyosók mentén helyezik el fészkeiket, amelyek a ragadozók keresési útvonalába esnek, így könnyebben felfedezhetővé válnak (Huhta et al. 2015, Suvorov et al. 2014, Nour et al. 1993). Réteken (Laidlaw et al. 2019), erdőben (Huhta et al. 2015, Wilson és Brittingham 1998), mezőgazdasági területeken (Kujawa és Lecki 2008), mocsárvidéken (Suvorov et al. 2014) és partszakaszokon (Stantial et al. 2020) is vizsgálták a szegélyhatást. Az általunk vizsgált területen, a Kis-Balatonon is végeztek szegélyhatás vizsgálatot a töltések mentén és a nádasokban (Batáry 2004, Báldi 2005).

Több összehasonlító vizsgálat is készült a vörös rókához hasonló generalista, opportunistá ragadozófajokkal. A sarki róka (*Alopex lagopus*) és a vörös róka között nagy a táplálkozási niche-átfedés (Strand et al. 1999), bár Elmhagen et al. (2002) tanulmánya szerint a sarki róka táplálékai között fontosabb szerepet töltenek be a lemmingek, mint a vele együttélő vörös rókaéban, utóbbi inkább madarakat, pockokat fogyasztott (Elmhagen et al. 2002). Az amerikai préri róka (*Vulpes velox*) a vörös rókához hasonlóan szintén a rágsálókat részesíti előnyben, viszont másodlagos táplálékként növények, illetve ízeltlábúak szerepelnek az étrendjében (Pechacek et al. 2000). Mongólia területén a pusztai róka (*Vulpes corsac*) és vörös róka is elsősorban rágsálókat és rovarokat fogyasztott, a vizsgálat során teljes volt a táplálkozási niche-átfedés, ami a téli, táplálékhiányos, hideg időszakban erős kompetíciót jelent a két rokon faj között (Murdoch et al. 2010).

b. Kompetitor fajok

Magyarországon a vörös róka egyik kompetitora a szintén a kutyafélék közé tartozó aransakál (*Canis aureus*). Az aransakál méretéből adódóan előnyhöz jut a zsákmányszerzés során a rókával szemben. Azon területekről, ahol a sakál megjelenik, nem feltétlenül szorul ki a vörös róka, de ez kerüli a sakállal való találkozást (Scheinin et al. 2006, Farkas et al. 2015). Farkas et al. (2015) szerint a sakállal együtt élő róka inkább generalista táplálkozású, míg a sakálmentes területeken jellemző lehet a specialista/opportunista táplálkozás. Lanszki et al. (2006) mezőgazdasági művelés alatt álló területen azt találta, hogy a sakál időlegesen jobban képes specializálódni a kisemlősökre és a húsfogyasztásra, mint a róka. Ugyanakkor táplálékhiányos időszakban gyorsabban is vált más táplálékforrásra, például dögfogyasztásra vagy vaddisznó (malac) predációra, mint a róka. A sakálos területeken a rókaköllyök testtömege kisebb, ami valószínűleg a csökkenő erőforrásoknak köszönhető, például a sakállal való verseny révén (Farkas et al. 2017).

Az európai borz (*Meles meles*) elsődlegesen növényekkel (zöld fűfélékkel, gabonával, kukoricával, magokkal, gyümölcsökkel) és gerinctelenekkel táplálkozik (Goszczyński et al. 2006), ám az őszi időszakban a rágesálókat is előszeretettel fogyasztja (Lanszki 2012, Varga és Farkas 2016). A köztük fennálló versengés érvényesülhet abban is, hogy a kotorékokat sokszor felváltva használják (Macdonald 1980). Ez különösen olyan környezetben lehet fontos, ahol korlátozott a kotorék ásásra alkalmas helyszín, ilyen például a Kis-Balaton. Egyes kutatások szerint a róka szeret a borz közelében tartózkodni táplálékforrás reményében, éppen ezért az azonos táplálkozó területek használatából következően megnő a betegségek fajok közti terjedésének az esélye (Macdonald et al. 2004).

3.4. Kisemlősök, mint táplálékforrás

A kisemlősök gyakran elsődleges táplálékai a rókáknak (Soe et al. 2017), mely a mocsaras élőhelyekre is igaz (Lanszki et al. 2020, 2023).

A kisemlősök populációnövekedésének néhány évenként ismétlődő ciklusai vannak (Linden 1988). Ennek ideje és folytonossága regionálisan eltérő lehet (Linden 1988). Általában 3-4 éves ciklusok jellemzőek. Három hipotézis létezik ezeknek a ciklusoknak a magyarázatára: a ragadozó nyomás nagysága, a táplálék-ellátottság és az anyai hatások, vagyis a népességnövekedés belső üteme (Turchin és Hanski 2001). A predáció befolyásolja a kisemlősök állománysűrűségét, bár valószínűleg a ciklusoknak nem ez az egyetlen mozgatórugója (Linden 1988). Az élelmiszer-ellátottság a táplálék minőségétől is függhet, nem

csak a mennyiségétől, például nagyobb nitrogéntartalmú növényfogyasztáskor figyeltek meg népesség növekedést a mezei pocoknál (*Microtus arvalis*) (Butet 1996).

A Kis-Balaton területén kisémlős felmérést bagolyköpet elemzéssel (Schmidt 1966, Purger 2014) és élvefogó csapdázással végeztek (Horváth és Herczeg 2015, Lanszki és Magyarai 2014, Lanszki et al. 2023). A gyöngybagoly köpeteinek 98,4%-át kisémlős maradványok tették ki, így ez effektíven használható a kisémlős fauna elemzésére (Purger 2014). Ugyanakkor az ürülekelemzés is képes bizonyítani ritka kisémlősfajok, például az északi pocok jelenlétét a területen (Lanszki et al. 2020).

A területen 16 kisémlős faj él (Horváth és Herczeg 2015). A leggyakoribb fajok az erdei cickány (*Sorex araneus*), a csaltitjáró pocok (*Microtus agrestis*), a pírók erdei egér (*Apodemus agrarius*) és a törpeegér (*Micromys minutus*) (Horváth és Herczeg 2015). Három fontos védett kisémlősfaj van jelen, a fokozottan védett reliktumfaj, az északi pocok (*Microtus oeconomus mehelyi*), a védett közönséges vízicickány (*Neomys fodiens*) és a védett Miller-vízicickány (*Neomys anomalus*). Ezek mellett jelen van még több védett faj, úgymint a csaltitjáró pocok, a törpeegér, az erdei cickány, a törpe cickány (*Sorex minutus*), a mezei cickány (*Crocidura leucodon*). Az északi pocok élőhely specialistaként egyes években relatíve gyakran fordul elő egyes területrészekben (Lanszki és Magyarai 2014, Horváth és Herczeg 2015).

Egyes kisémlősök jól jelzik az élőhelyváltozásokat, így indikátor fajnak jól alkalmazhatók (Harding 2002, Horváth és Herczeg 2015). Az északi pocok nagyon érzékeny az élőhely fragmentációra és az emberi jelenlétre. Mivel élőhely specialista, a környezet megváltozása lokális kipusztulásokat eredményezhet (Horváth és Herczeg 2015).

3.5. Madárfészkek-alj-predáció

Dolgozatomban a tavaszi táplálékforrásokat, azaz a fészkek aljait túlélését is vizsgáltam. Az ornitológia tudományának fontos része a madarak reprodukciójával és a fészkek túlélésével foglalkozó területe.

a. Mesterséges vagy valódi madárfészkes kísérlet

Több kutatás foglalkozott már a mesterséges és a valódi madárfészkek predálása közti különbségekkel (Wilson és Brittingham 1998, King et al. 1999). Egyes kutatások szerint a mesterséges fészkeket nagyobb mértékben fosztják ki, mint a valódi fészkeket, míg más kutatások épp az ellenkezőjét bizonyítják. Mindkét módszernek megvan a maga előnye és hátránya is, hiszen a mesterséges fészkekkel nem tudjuk pontosan vizsgálni a fészkepredációt, mivel több egyéb befolyásoló tényezőt is találhatunk. Ilyenek például az ember szaga, a fészkek

feltűnőbb vagy éppen jobban elrejtett elhelyezkedése, a csipogó fiókák vonzó hangjának hiánya vagy éppen a fészket védelmező szülőmadár hiánya. Ettől függetlenül a mesterséges fészkekkel való kísérletezés etikailag elfogadhatóbb, hiszen így nem zavarjuk a költő madarat, nem tesszük tönkre a keresés során a környezetet, illetve nem hívjuk fel a predátorok figyelmét a fészkekre (sem szag, sem vizuális úton) (Báldi 1999).

A mesterséges fészkekkel történő kísérletezés során korábban összegyűjtött fészkeket (Wilson és Brittingham 1998, King et al. 1999), vagy a környezetben gyűjtött anyagokból készített mesterséges fészkeket is alkalmazhatunk (Báldi 1999). A fészkekben elhelyezett tojások valódi madártojások, natúr, viasszal töltött vagy viasszal bevont (Luginbuhl et al. 2001) műtojások és gyurmatojások is lehetnek. Egyes esetekben még a vizsgált madárfaj tojásmintáját is ráfestették a műtojásra (Luginbuhl et al. 2001). A műtojások révén a későbbiekben meg lehet állapítani a fészkepredátort. A gyurmatojások készítése során ügyelni kell a szellőztetésükre, kihelyezésükkor pedig kesztyűt használni (Báldi 1999), esetleg a tojásokat forrásvízzel leöblíteni (King et al. 1999). Luginbuhl et al. (2001) még házi tyúk csibékből fióka modelleket is helyezett ki kísérletéhez. Egyes kutatásokban a fészkeket homokkal körbeszórják, amely szintén a nyomok olvasásában segít (Andrén et al. 1992). Vadkamera használatára is van példa a predátorok azonosításában (Ribeiro-Silva et al. 2018, Kämmerle et al. 2019, Bijl és Heltai 2022, Lanszki et al. 2023, Purger et al. 2023)

Wilson et al. (1998) amerikai erdei rigó (*Hylocichla mustelina*) fészkekkel végeztek összehasonlító vizsgálatot, mesterségesen kihelyezett, valamint friss, valódi fészkekkel. Korábbi évekből összegyűjtöttek elhagyott rigófészkeket, és a vizsgálat évében felkerestek új fészkeket, melyek közelébe kihelyezték a műfészkeket, azonos távolságra, lehetőség szerint azonos növényzetre, a kontroll fészkekkel megegyező magasságba. Ennek során összesen 58 párt alkottak, ebből 17 pár mindkét tagja túlélte, 15 pár mindkét tagja elpusztult, valamint 22 esetben volt csak az igazi fészkek sikeres és 4 esetben a műfészkek élte túl, a valódi fészkek nem (Wilson és Brittingham 1998).

Ezzel ellentétben King et al. (1999) és Luginbuhl et al. (2001) tanulmányában a két fészektípus összehasonlítása során a műfészkek túlélésének aránya volt nagyobb a valódi fészkek ellenében. Figyelembe kell venni, hogy a fészektípusok közti különbségektől függetlenül, attól, hogy egy területen nagy a ragadozó nyomás, azt mindkét esetben ki lehet mutatni (Kurucz et al. 2014).

A fészkek kifosztások nagy része a szülőmadár távollétében történik. Az emberi zavarásnak kitett területeken a madarak többször vannak távol a fészkektől, mint a nyugodtabb környezetben, hiszen az emberi tevékenység sokszor felriasztja őket. Tehát az ilyen esetekben

a predátorok számára hosszabb idő áll rendelkezésre a fészek felfedezésére és kifosztására (Stien et al. 2010).

b. Fészekpredátorok

A fészekfosztások során a két fő fosztogató állatcsoport a kis és közepes testű ragadozó emlősök, valamint a varjúfélék.

A ragadozóemlősök az erdőszegélyeket, folyosókat, tarvágásokat előszeretettel használják táplálékkereső útjaik során, hiszen itt könnyebben megtalálják a kisemlősöket. Az ilyen nyitott területeken tehát a ragadozónyomás megnövekszik, ami miatt az ide fészkelő madarakra is nagyobb veszély hárul (Huhta et al. 2015, Suvorov et al. 2014). Laidlaw et al. (2019) üde gyepeken végzett kutatása során megállapította, hogy a magasabb fűvű részekben a rókák kevésbé vadásznak, vagyis ezeken a területeken költő bíbicek (*Vanellus vanellus*) nagyobb biztonságban vannak.

A mezőgazdasági területek növekedésével a fragmentálódott erdőrészek nagyobb veszélynek vannak kitéve. Minél kisebb az erdőrészlet, az élőhely generalista ragadozók annál szívesebben vizsgálják át ezeket a területeket. Ráadásul sokkal több lesz a szegélyterület, amely szintén kedvez a fészekfosztogatóknak. Következésképpen minél nagyobb kiterjedésű egy mezőgazdasági területtel határos erdőrészlet, annál nagyobb a fészek túlélési aránya is (Andrén et al. 1992).

A három leggyakrabban megjelenő fészekfosztó varjúfélé a dolmányos varjú (*Corvus cornix*), a szajkó (*Garrulus glandarius*) és a szarka (*Pica pica*). Főleg opportunisták, generalista madarak, többnyire vizuális módon keresik zsákmányukat. Tavaszi időszakban a madárfészek gyakori fosztogatói (Stien et al. 2010). A dolmányos varjú táplálék skálája széles, gabonaféléket, kisemlősöket, dögöket és hulladékot is fogyaszt (Stien et al. 2010). A szajkó szintén mindenevő, a nyári időszakban az ízeltlábú fogyasztása dominál, míg a téli időszakban a növényi eredetű táplálék, főleg magvak teszik ki táplálékának fő részét (Farágó és Hajas 2019). A szarka elsősorban növényi eredetű táplálékkal él, de az állati eredetű is gyakori az étrendjében (pl. dögök, ízeltlábúak, emlősök) (Farágó et al. 2017).

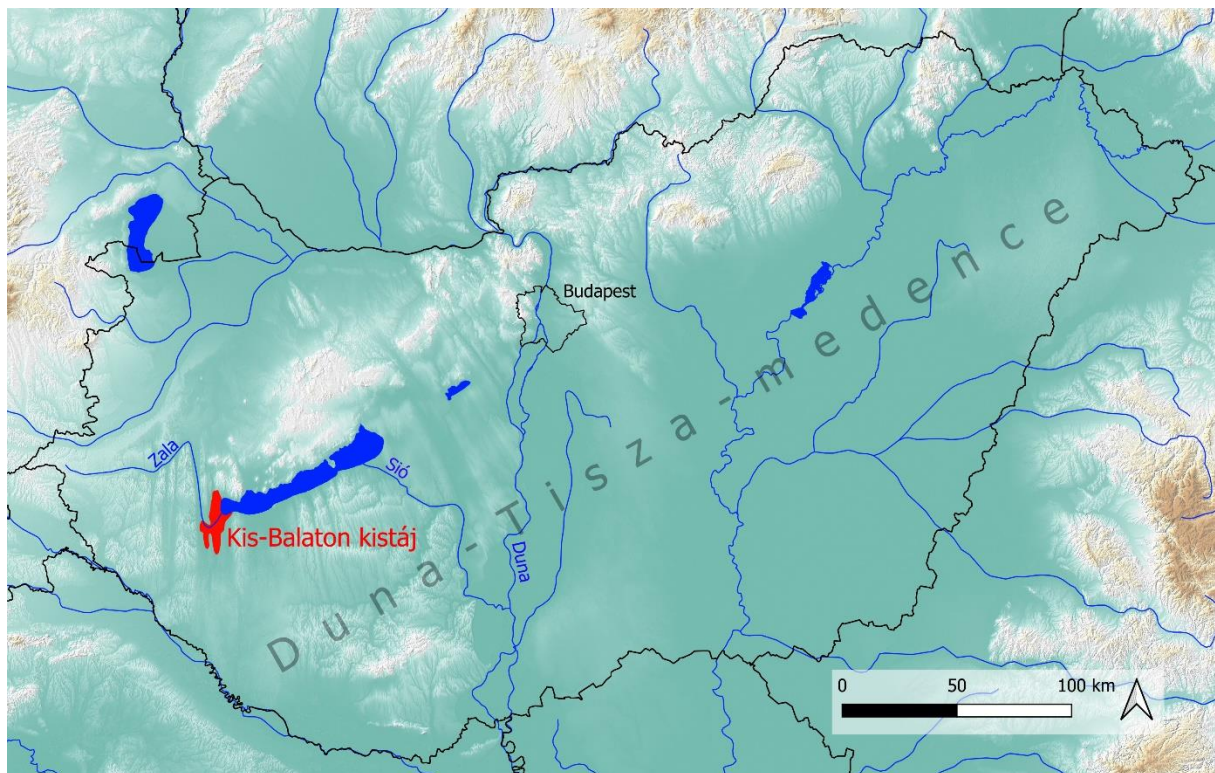
Sonerud és Fjeld (1985) tanulmánya szerint a dolmányos varjak általában a fészekről távolabb fogyasztják el a tojásokat, ritkábban eszik meg a fészeknél. Az esetek nagy részében véletlenül találnak rá a fészkekre, és akkor kezdenek el aktívan keresni egy területen, hogyha rövid időintervallumon belül hatnál több táplálékforrást (esetünkben madárfészket) találnak meg egy kisebb területen.

Andrén et al. (1992) vizsgálata szerint, a dolmányos varjú fészek fosztása gyakoribb volt főként a mezőgazdasági művelés alatt álló területeken, mint ott, ahol az erdők uralták a felmérési területet. A varjúféléken belül nagy különbségek mutatkoznak a különböző madárfajok területválasztása között. A dolmányos varjú hasonló mértékben vadászik a mezőgazdasági területeken, mint az erdőkben, a szarka (*Pica pica*) viszont a mezőgazdasági területeken fordul elő gyakrabban. A szajkó és a holló (*Corvis corax*) az erdős területeket részesíti inkább előnyben (Andrén et al. 1992).

4. Anyag és módszer

4.1. Vizsgált terület

A vizsgált terület (3. ábra) a Kárpát-medencében, Magyarország közigazgatási területén, a Duna-Tisza-medence nagytájon belül, a Dunántúli-dombvidék nagytájrészlet, Balaton-medence középtájának Kis-Balaton kistáján fekszik (Csorba et al. 2018).



3. ábra: A Kis-Balaton kistáj elhelyezkedése Magyarországon (saját szerkesztés)

A Kis-Balaton 1979 áprilisától a Ramsari területek jegyzékébe is bekerült (Egyezmény a nemzetközi jelentőségű vizes területekről), továbbá Natura 2000, terület az Élőhelyvédelmi Irányelv és a Madárvédelmi Irányelv alapján európai szempontból kiemelt jelentőségű (mintegy 13344,2 ha-os) élőhelyegyüttesként tartják számon.

Az élőhelyrekonstrukció után ismét egy vizes élőhely-komplexum jött létre, különleges és ritka növény- és állatvilággal (Lelkes és Magyarai 2003, Vidéki 2003). A Kis-Balaton II-es ütemének mintegy 10%-a nyílt vizes élőhely, legnagyobb részét mocsári növényzet borítja (74%) (Purger et al. 2023). A csatornában jellegzetes hínártársulások vannak (pl. békalencse hínárok (*Lemno sp.*), tócsagaz (*Ceratophyllum*), fehér tündérrózsa (*Nymphaea alba*), sulyom (*Trapa natans*), nagy területen találhatóak monodomináns nádasok, de magassásos-nádasok, és zsombékos nádasok sem ritkák (Lelkes és Magyarai 2003). Ezekben olyan védett fajok vannak jelen, mint például a tőzegrózsny (*Thelypteris palustris*) vagy a mocsári lednek (*Lathyrus*

palustris). A növénytársulások domináns fajai a nád (*Phragmites australis*) és a gyékény (*Typha latifolia*), a töltések mentén és a magasabb térszinteken pedig a fűzfák (*Salix alba*, *S. cinerea*), a nyárfák (*Populus sp.*) és a közönséges éger (*Alnus glutinosa*) jelennek meg (Lanszki et al. 2023). Bár a területen minimalizálták a gazdasági tevékenységeket, egyes esetekben, például vízgazdálkodás okán elkerülhetetlen az ilyesféle tevékenység. Mint az ország többi részén, itt is folyamatosan növekvő problémát jelent az idegenhonos fajok megjelenése és terjeszkedése. Itt is megjelent a gyalogakác (*Amorpha fruticosa*), a fehérakác (*Robinia pseudoacacia*), az aranyvessző-fajok (*Solidago spp.*) és az amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*), melyek területfoglalása és tájátalakítása egyre nagyobb problémákat okoz, továbbá az értékes élőhelyek csökkenéséhez vezet (BFNP 2020).

A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer kezelési és üzemelési feladatait a Nyugat-dunántúli Vízügyi Igazgatóság (röviden: NYUDUVIZIG) és a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság (röviden: BFNPI) látja el (KBVR 2021). A halmonitorozást a halászati kezelők, vagyis a Balatoni Halgazdálkodási Nonprofit Zrt. és BFNPI végzik. Vadgazdálkodás szempontjából a terület az Észak-dunántúli Vadgazdálkodási Tájon belül az 506. sorszámu Zalai-kisbalatoni Vadgazdálkodási tájegységbe esik (BFNP 2020). A vadászatot a területen vadászatra jogosult Kisbalaton Vadásztársaság, a BFNPI, és a Gyöngyösmenti Földtulajdonosok Vadásztársaság végzi (BFNP 2020).

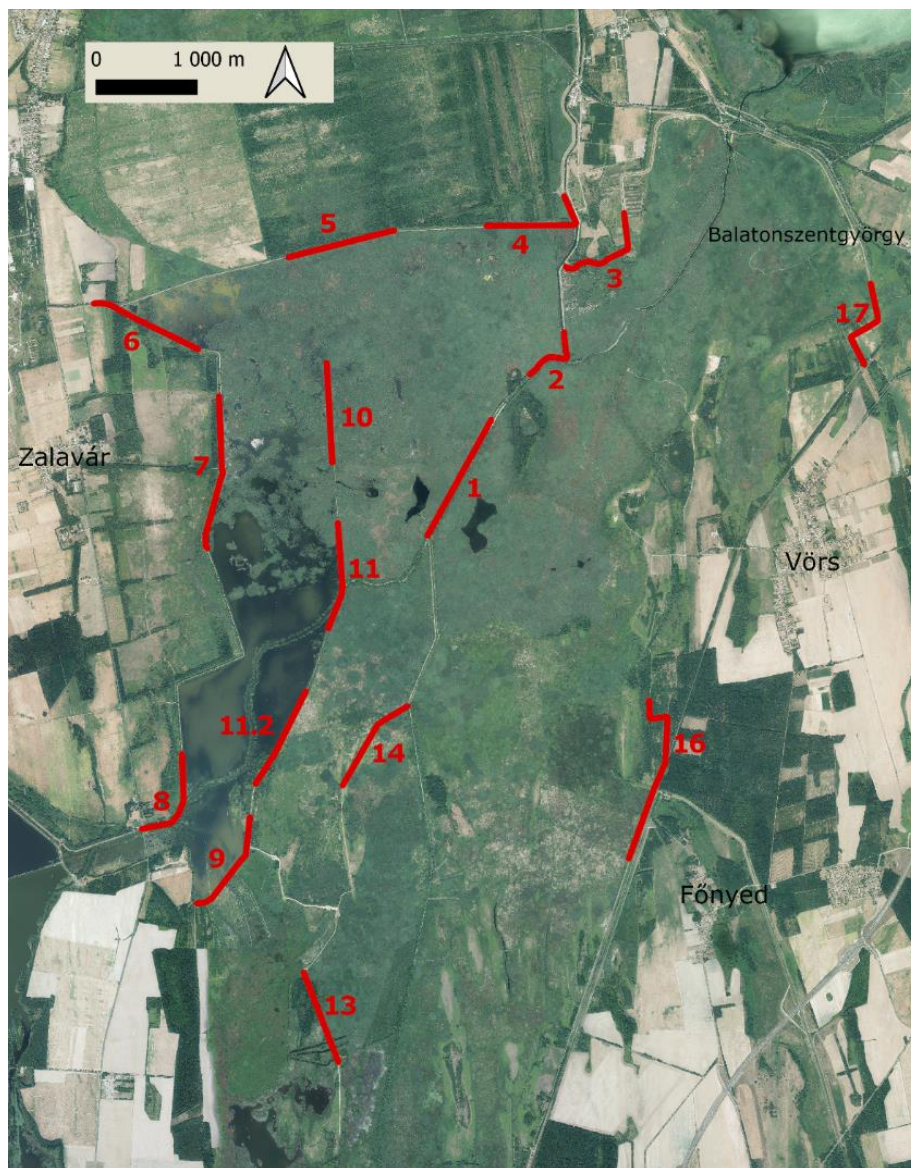
4.2. A területen előforduló ragadozók állományai

A Kis-Balaton II. ütemén 2009 óta zajló monitorozás tapasztalatai szerint (Lanszki 2022) a területen előforduló ragadozóemlős-fajok állományait a következők jellemzik. A fokozottan védett vadmacska (*Felis silvestris*) a vizsgálatba vont terület nagy részén jelen van, amit közvetett nyomjelek és alkalmi megfigyelések támasztanak alá, szaporodását közvetlen megfigyeléssel több évben is sikerült bizonyítani. A terület belsejében házi macskára utaló jelek (lábnyom) vagy megfigyelés nem ismert, a terület külső részei érintettek. A vadmacska állománymérete feltehetően kicsi, de legalább 5-7 revír valószínűsíthető. Az aranysakál a területen alacsony, de növekvő állománysűrűségben jelen levő ragadozó. Évtizedes távlatban a sakálállomány sűrűsége a területen lassan emelkedik. A felmérési adatok azt jelzik, hogy a sakál állománysűrűsége más dél-nyugat magyarországi területekhez képest lényegesen kisebb. Bár a területen jelentős táplálékforrások (pl. madarak, nagyvadállomány) állnak rendelkezésükre, a faj jelenléte továbbra sem tekinthető gyakorinak. Ennek - a jelentős vízborítás mellett - oka lehet az is, hogy a területen nem folyik vadászat, nem áll rendelkezésükre nagyvad zsiger. A vörös róka a terület leggyakoribb ragadozó faja (Lanszki et al. 2023), jelentősége ebből adódik.

A faj jelenléte a teljes területen állandónak tekinthető. Közvetlen és fotócsapdás megfigyelései gyakoriak, továbbá több lakott kotorékja is ismert. Menyét (*Mustela nivalis*), hermelin (*Mustela erminea*) és közönséges görény (*Mustela putorius*) jelenlétét megfigyeléssel és fotócsapdás felvételekkel egymástól távol eső területrészekben néhány esetben sikerült bizonyítani. Ezek a kistestű menyétfélék kis állománysűrűségben vannak itt jelen. Nyuszt (*Martes martes*) a vizsgált területen szinte mindenhol előfordulhat, az előfordulás gyakorisága a területen belül nagy eltéréseket mutat. Jelenlétét gyakorlatilag az egész területen, továbbá szaporodását fotócsapdás felvételekkel sikerült alátámasztani. Ezzel ellentétben nyest (*Martes foina*) jelenlétét a területen tizenhárom év alatt nem sikerült kimutatni. A borz számára szuboptimális élőhelyet jelentő mocsárvidéken a faj stabil jelenlétét az utóbbi években több helyszínen is sikerült megerősíteni lábnyomok, lakott kotorékok, közvetlen megfigyelés és fotócsapdás felvételek alapján. Megjelenése a terület bármely részén várható. A fokozottan védett vidra (*Lutra Lutra*) a teljes területen rendszeresen jelenlévő ragadozó. Állománya a területen stabilnak tekinthető. A Kis-Balaton minden időszakban átmeneti menedéket nyújt a környező területek halastórendszereiről érkező, áthaladó vidrák számára. A dolmányos varjú, a szarka és a szajkó a területen elszórtan költ, állományuk stabilnak tekinthető.

4.3. Mintavételi helyszínek

A dolgozatomban szereplő adatok gyűjtési időszaka 2010-2023 tavaszi hónapjaira, elsősorban májusra terjed. A Kis-Balaton II-es ütemén a ragadozók ürülékminta gyűjtése, a kisemlős felmérés és a fészekaljpredációs teszt öt különböző helyszínen kijelölt reprezentatív vonal mentén zajlott. Ezeket a vonalakat (helyszíneket) konzulensem választotta ki a 2009 júliusában megkezdett és 16 vonalra (**4. ábra**) kiterjedő rendszeres adatgyűjtés tapasztalatai alapján 2010-ben. A monitorozott vonalak főbb jellemzőit az **1. melléklet** tartalmazza. Az eltelt évek során, főként a területen zajló rekonstrukciós munkák, vagy a területen kívüli elhelyezkedés miatt néhány vonalon a mintagyűjtés megszűnt, ugyanakkor újakon elkezdődött. Ezek a változások az eredetileg kiválasztott 5 vonalat (helyszínt) nem érintik. A továbbiakban, ezen az öt kiválasztott helyszínen gyűjtött tapasztalatokat elemzem.



4. ábra: Nyomjelek gyűjtésére kijelölt mintavételi útvonalak a Kis-Balaton II. ütemén.

1 – „Gurguló” (Zala átfolyás, zsilip), 2 – Diás-sziget, 3 – Nádor-csatorna, 4 – Déli-keresztöltés keleti vége (szivattyútelep), 5 – Déli-keresztöltés középső szakasza (mérőállomás), 6 – Reptéri saroktól délre, 7 – Ingói kilátó, 8 – Balatonhídvég, 9 – Szemaforos zsilip, 10 – I-es Terelő-töltés északi vége, 11 – I-es Terelő-töltés középső szakasza (Zala-híd, mérőállomás), 11/2 – I-es Terelő-töltés déli vége, 13 – Hosszú-sziget (Bézsényi-ház), 14 – Kilátó - Simon-sziget, 16 – Fonyód (Marótvölgyi-csatorna), 17 – Vörs (Szivattyútelep).

GeoShop.hu 2012 Országos ortofoto

4.4. Összefüggés-elemzésben használt változók

a. Ragadozó (vörös róka) jelenlét gyakoriság

A ragadozó emlősök állományai többféle közvetlen és közvetett, továbbá relatív és abszolút módszerrel is becsülhetők (pl. Krebs 1989, Demeter és Kovács 1991, Southwood és Henderson 2000). A lehetőségek közül a terepen viszonylag könnyen elvégezhető

ürülékgyűjtésre alapozott sűrűségindex-számítást választottuk. Ez az indexérték a ragadozó, esetünkben a területen leggyakoribb faj, a vörös róka jelenlét gyakoriságát közvetetten és relatív módon fejezi ki. Közvetett módszer, mert ürülmintákra és nem közvetlen megfigyelésre alapozott, továbbá relatív, mert egységnyi mintaúthosszra (sávra) vonatkozik, aminek a felülete pontosan nem meghatározható egy területre alapozott sűrűségszámításhoz, ráadásul mocsári élőhelyen. Erre a „róka index” rövid elnevezést is használjuk később. Ebben az esetben, az egyes mintavételi vonalakon, valójában sávokon, vagyis a mocsárvidék töltéseinek tetején haladó utak és füves szegélyek sávján gyűjtött ürülek számát vonatkoztattuk a gyűjtővonal hosszúságára, majd azt standardizáltuk 100 méterre (n ürülék/100m). A töltéseknek a gyűjtés során belátható felülete az egyes vonalak között, továbbá évtől és évszaktól függően is eltért. Emiatt csak a többi mintavétellel (kisemlős felmérés, fészkalj-predációs (rövidítése: FAP)) átfedő tavaszi gyűjtések adatait használtuk fel az elemzések során.

A dolgozatomban a többszám használatát az indokolta, hogy ugyanezt a módszert használta témavezetőm 2009/2010 óta és a kutatáshoz való csatlakozásomat követően is ezekkel a módszerekkel folytattuk a felméréseket.

b. Predációs hatás modellezés műfészek tesztel

A fészkalj-predációs teszteket minden évben májusban végeztük ugyanazon az öt helyszínen. Nyitott műfészkeket talajon és bokrokon szisztematikusan váltakozva helyeztünk ki (Purger et al. 2015), a töltések vonalát követve. Mind az öt vonalon 12 db talajfészket (összesen 60 fészket) és 12 db bokorfészket (összesen 60 fészket) raktunk ki a töltések menti füzek alatti talajra, illetve a bokrok, fák 1-1,5 méteres magasságában. A bokorfészkeket 20×20 cm-es csibehálóból hajlítottuk és fűszálakból csavartunk bélésanyagot, majd dróttal rögzítettük az ágakhoz. Az egymás melletti fészkek közötti távolság kb. 20 méter volt (a vonalankénti teljes hosszúság kb. 460 m). A talajfészkekbe 1 db tyúktojást és 1 db gyurmatojást, a bokorfészkekbe 1 db tenyésztett fürj tojását és 1 db gyurmatojást raktunk. A kb. fürjtojásnyi műtojások natúr színű gyurmatojások (Ico) voltak. A gyurmatojásokat dróttal rögzítettük a fészkekhez. Semmilyen további kezelést a tojásokon nem alkalmaztunk. Fészkekellenőrzés az 1. a 3. a 6. és a 13. napon zajlott.

A predátorokat a mesterséges gyurmatojásokon található nyomjelek alapján azonosítottuk (Major és Kendal 1996, Bateman et al. 2017).

A fészkaljpredáció kimutatásához fotócsapdákat (kameracsapdák, vadkamerák) is alkalmaztunk. UOVision UM595 és Dörr Snapshot Mini típusú kameracsapdákat használtunk, ezek száma az egyes évek FAP tesztjeiben eltért. A fotócsapdákat a műfészek kifosztását

követően újabb ép műfészekhez helyeztük át, emiatt több a helyszínek száma, mint a kameracsapda szám.

2020-ban 4 db kamera került ki 6 helyszínre. A 2021-es felmérésnél bővült a bekamerázott fészkek száma, 18 helyszínen fordult meg 10 db kamera. 2022 májusában 15 db kamerát helyeztünk ki 18 fészkekhez, majd a 2023-as évben 21 db kamera került ki összesen 26 helyszínre. Az **1. táblázat** összesíti az évek alatt használt fotócsapdákat.

1. táblázat: A FAP során kihelyezett fotócsapdák száma évenként az öt vonal mentén

	2020	2021	2022	2023
Gurguló	1 db	5 db	1 db	6 db
Terelő-töltés	3 db	3 db	3 db	5 db
Déli-kereszt.	1 db	3 db	3 db	5 db
Hosszú-sziget	1 db	4 db	6 db	5 db
Ingóli-oldal	0 db	3 db	2 db	5 db
Kihelyezett fotócsapdák száma	4 db	10 db	15 db	21 db
Helyszín	6 db	18 db	18 db	26 db
Helyváltások	2x	8x	3x	5x

Mayfield (1975) módszerét használtuk a fészkek napi túlélési rátáinak számításához, felhasználva a fészeknapok számát és az ismert fészkek (tojás) veszteség számát. Mayfield alapján a napi túlélést a következőképp számítottuk: $1 - (\text{predált fészkek száma} / \text{fészeknapok számával})$, vagyis $1 - \text{napi mortalitási ráta}$. A napi fészkek túlélési arány (ráta) jelentése: annak a valószínűsége, hogy a fészkek (tojás) egy napot túlél. Ezeket az értékeket Johnson (1979) által javasolt teszttel összehasonlítottuk. Ezzel a módszerrel a napi túlélési és a napi mortalitási ráta is kifejezhető százalékosan.

c. Kisemlősök – mint táplálékforrás – felmérése

A kisemlős kínálat felmérést májusban végeztük a korábbiakban ismertetett öt helyszínen. A csapdákat a FAP teszt vonalaival átfedés nélkül helyeztük ki a ragadozók bevonzásának elkerülése érdekében. Módszer: élve fogó csapdázás, fogás-jelölés-visszafogás, hagyományos üvegajtós fa dobozcsapdákkal (méret 180×70×70 mm), csalétek: kukorica és dióőrlemény. A vonalankénti csapdaszám 50 db, a csapdatávolság 10 méter (a vonalankénti

hosszúság kb. 490-500 m), a csapdaperiódus hossza négy éjszaka volt (vonalként $50 \times 4 = 200$ csapdaéjszaka). Csapdaellenőrzést a kora reggeli és a késő délutáni órákban végeztünk. A faj, ivar, korcsoport, graviditás, laktáció adatot vettük fel. A visszafogott egyedek többszöri beszámításának elkerülése érdekében állatkímélő módon - szőrzetnyírással - nem egyedi jelölést végeztünk (további részletek pl. Lanszki et al. 2007, 2008). A kisemlősök abundancia értékének a meghatározásához az új fogásadatokat vettük alapul, és a fogásszámokat 100 csapdaéjszakára normalizáltuk (kisemlős abundancia érték: új egyed/100CSÉJ). A kisemlős kínálat relatív biomasszájának számításához az új egyedek egyedi testtömeg adatait használtuk fel, és az így összegzett adatokat 100 csapdaéjszakára normalizáltuk (g/100 CSÉJ).

4.5. Statisztikai értékelés

A statisztikai elemzésekben függő változó a kisemlős abundancia (egyed/100CSÉJ), a relatív kisemlős biomassa (g/100 CSÉJ), a rókaindex (ürülminta/100 m gyűjtőút, tavaszi időszakban), a talajfészkek és a bokorfészkek napi túlélési rátája volt. Az elemzésekben független változó volt az év (13 év) és a területrész (5 vonal mentén gyűjtött adatok), egyes esetekben a fészektípus (talaj, bokor). Az egyes függő változók adatainak eloszlását *Shapiro-Wilk* teszttel ellenőriztük. Az adatok nem normál eloszlást mutattak, ezért az alapstatisztikákban az egyes tényezők (év, területrész) hatásainak elemzésére nem parametrikus tesztet, a *Kruskal-Wallis* medián tesztet választottuk. Szignifikáns csoportok közötti különbség esetén Dunn's post hoc tesztet végeztünk.

A FAP tesztekben a predációs események elemzéséhez *loglineáris* analízist alkalmaztunk, hogy kimutassuk az évek (13), a területrészek (5) és a fészektípusok (talaj és bokor) közötti különbségeket. Vizsgáltuk, hogy van-e különbség ezen tényezőktől függően az épen maradt fészkek között.

Az egyes területrészek adataiból összevont kisemlős fajösszetétel (dominancia) évek közötti különbségének tesztelésére *Chi-négyzet* próbát alkalmaztunk. A kisemlős közösségek faj-diverzitásának (HS) számítását Shannon-Wiener képlettel végeztük a gyakorisági (p) adatokból (Krebs 1989): $HS = -\sum p_i \ln p_i$. Annak tesztelésére, hogy van-e eltérés a kisemlős közösségek fajdiverzitás értékei között évtől és területrésztől függően, egytényezős *PERMANOVA*-t (*Permutational multivariate analysis of variance*) alkalmaztunk (Bray-Curtis távolságmátrix, 9999 permutáció).

Az összefüggés-vizsgálatban, a paraméterek összefüggés-elemzésére *lineáris regresszióanalízist* alkalmaztunk a 2010 és 2023 között, évente öt mintavételi vonal mentén egyidejűleg gyűjtött adatokból. A vizsgált paraméterek: rókaindex (n ürülék/100m), kisemlős

abundancia (új egyed /100CSÉJ) és kisemlős relatív biomassza (g/100 CSÉJ), valamint a talaj- és bokor műfészkek napi túlélési rátái FAP tesztből.

Térinformatikai megjelenítéshez GIS programot (v. 3.16; QGIS Development Team, 2019) használtunk.

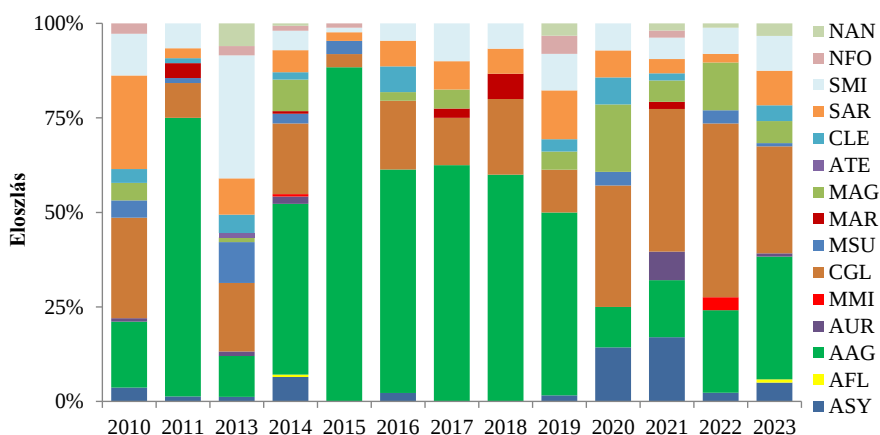
Adatelemzésre az SPSS v. 25.0 (IBM SPSS Statistics, USA) és a PAST v. 4.1 (Hammer et al., 2001) statisztikai programcsomagokat használtuk. A loglineáris tesztek fentebb részletezett kivételével az 5%-nál kisebb hibavalószínűség (P) értéket fogadtuk el.

5. Eredmények

5.1. Évek és területrészek különbségei

Kisemlős közösségek dominancia viszonyai és diverzitása

A 13 év felmérési adatai alapján a kisemlős fajösszetétel lényegesen különbözött az egyes évek között (Chi-négyzet teszt, $\chi^2_{168} = 285,88$, $P < 0,0001$). (5. ábra)

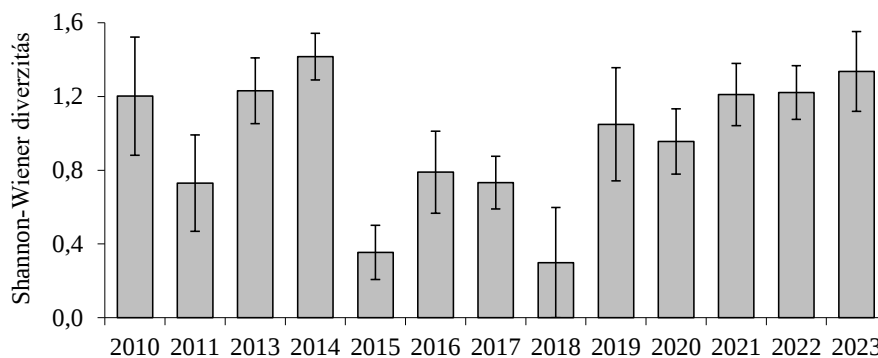


5. ábra: A kisemlős közösségek fajösszetétele a Kis-Balaton II. ütemén, öt vonalon végzett felmérések összegzett új fogási adatai alapján

Fajkódok:

NAN – *Neomys anomalus* (Miller-vízicickány), NFO – *Neomys fodiens* (közönséges vízicickány), SMI – *Sorex minutus* (törpe cickány), SAR – *Sorex araneus* (erdei cickány), CLE – *Crocidura leucodon* (mezei cickány), ATE – *Arvicola amphibius* (közönséges kószapocok), MAG – *Microtus agrestis* (csalítjáró pocok), MAR – *Microtus arvalis* (mezei pocok), MSU – *Microtus subterraneus* (földi pocok), CGL – *Clethrionomys glareolus* (vöröshátú erdei pocok), MMI – *Micromys minutus* (törpeegér), AMI – *Apodemus microps*, jelenleg: *Apodemus uralensis* (kislábú erdeieger), AAG – *Apodemus agrarius* (pirók erdeieger), AFL – *Apodemus flavicollis* (sárganyakú erdeieger), ASY – *Apodemus sylvaticus* (közönséges erdeieger).

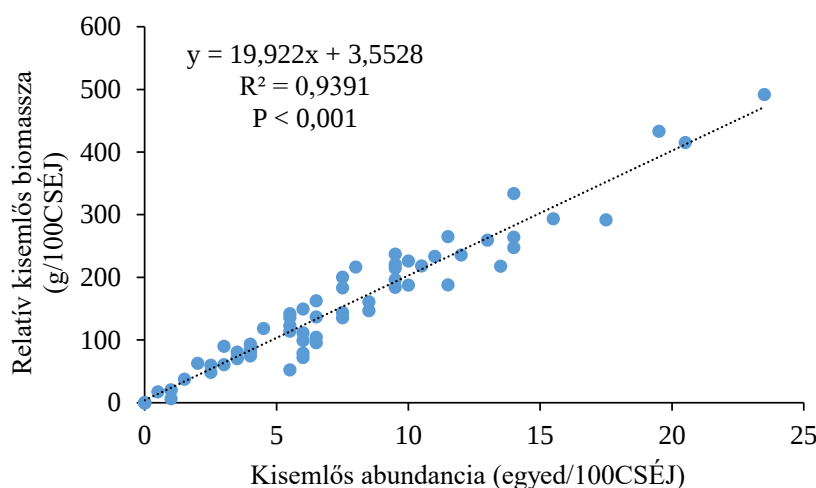
A kisemlős közösségek Shannon-Wiener diverzitás értéke az évek között szintén szignifikánsan eltért (PERMANOVA, $F = 2,56$, $P = 0,005$), legnagyobb volt a diverzitás 2014-ben és 2023-ban, legkisebb 2015-ben és 2018-ban (6. ábra). A felmérés helyszínének a hatása tekintetben nem volt jelentős ($F = 0,75$, $P = 0,623$).



6. ábra: A kisémlős közösségek fajdiverzitásának évenkénti alakulása a Kis-Balatonon (évenként ugyanazon az öt helyszínen végzett felmérés adatainak az átlaga ± SE).

Kisémlős abundancia és kisémlős biomassa összefüggése

A 100 csapdaéjszakára jutó új fogásszámokon alapuló kisémlős abundancia és az egyedi testtömegmérésekre épülő relatív kisémlős biomassa (g/100 csapdaéjszaka) értékek szoros összefüggést mutattak (**7. ábra**, lineáris regresszió, $r = 0,969$, $P < 0,0001$). Ezért a további összefüggés-vizsgálatokban ezek közül az egyik alkalmazása is elegendő. A további elemzésekhez a szakirodalomban gyakrabban szereplő abundancia értékeket választottuk.

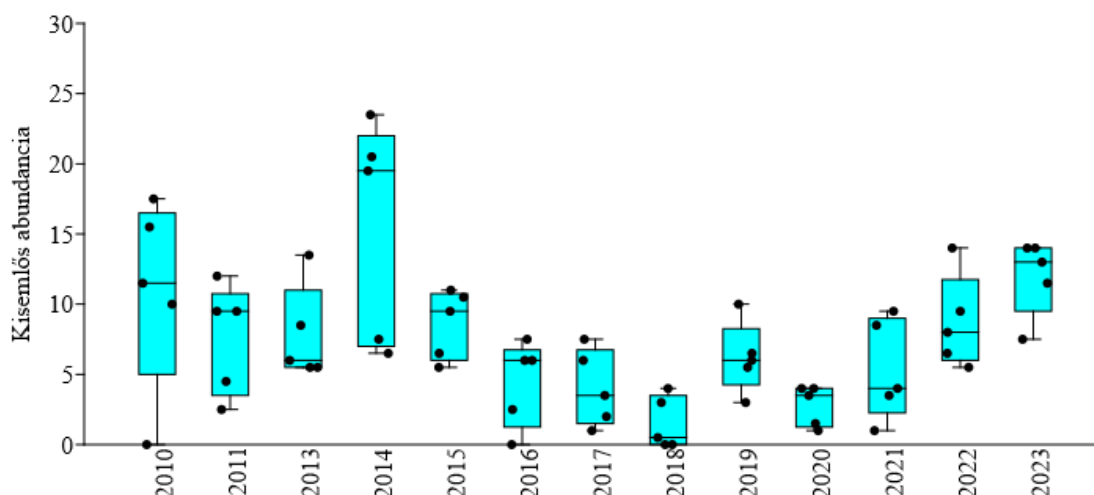


7. ábra: A kisémlősök abundanciája és relatív biomasszája közötti összefüggés a Kis-Balatonon. 2010-2023, lineáris regresszió.

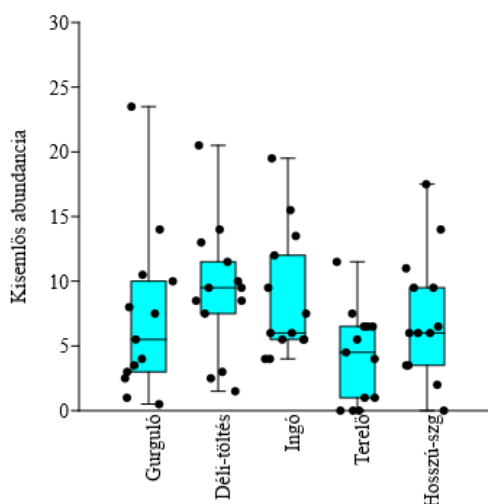
Kisémlős abundancia

A kisémlős abundancia medián értékek szignifikánsan különböztek az évek között (Kruskal-Wallis teszt, $\chi^2 = 33,59$, $P < 0,0001$). Dunn's post hoc tesztel, a 2014-es év kisémlős abundancia értéke szignifikánsan nagyobb volt a 2016 és 2021 közötti évek adatainál (**8. ábra**). A 2018. év legalacsonyabb értéke szignifikánsan kisebb volt a 2010-2015 és 2022-2023. év adatainál. A

területrésztől (mintavételi vonaltól) függő különbség nem volt szignifikáns (**9. ábra**, $\chi^2 = 7,91$, $P = 0,094$), azonban szembeűnő a Terelő töltésen kapott alacsony érték.



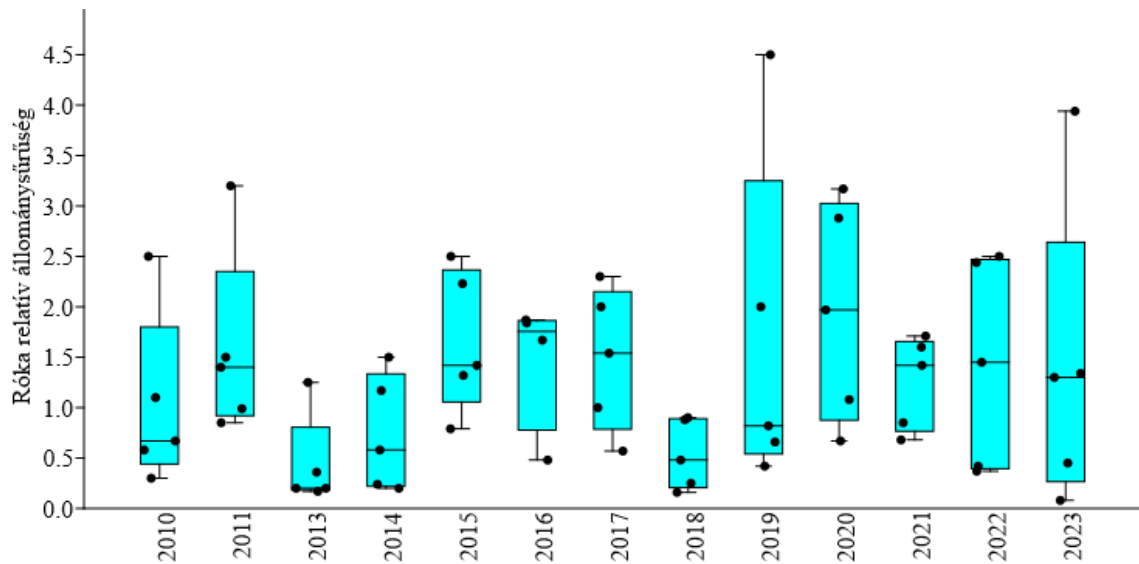
8. ábra: A 100 csapdaéjszakára számított kisemlős fogásszám évenkénti alakulása a Kis-Balatonon. Évenként ugyanannak az öt helyszínnek a fogásadatai.



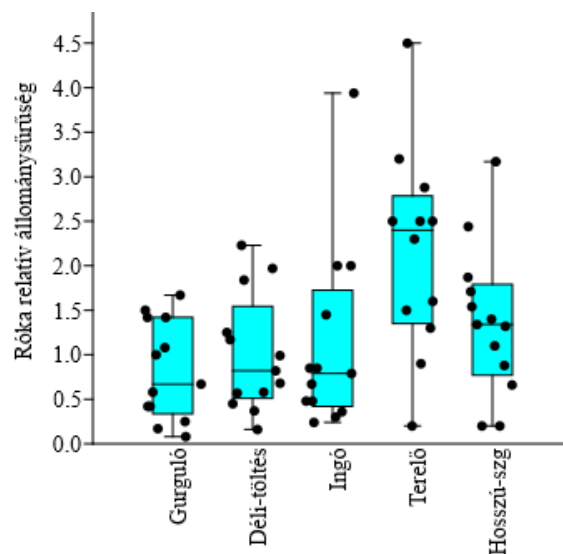
9. ábra: A 100 csapdaéjszakára számított kisemlős fogásszám területrészek szerinti alakulása a Kis-Balatonon.

Rókaállomány relatív sűrűsége

A vörös róka relatív állománsűrűségét vagy jelenlét gyakoriságát reprezentáló róka ürüléksűrűség-index („róka index”) medián értékek (**10. ábra**) évtől függően nem különböztek lényegesen (Kruskal-Wallis teszt, $\chi^2 = 18,77$, $P = 0,094$). Legnagyobb átlag és medián érték 2020-ban, legalacsonyabb 2013-ban volt. A területrészek közötti különbség viszont szignifikáns volt ($\chi^2 = 12,81$, $P < 0,012$). Kiemelkedően legnagyobb volt a rókaállomány relatív sűrűsége a Terelő-töltésen, legkisebb a Gurgulónál (**11. ábra**). A Déli-keresztöltésen és Ingón szignifikánsan kisebb medián értékek adódtak, mint a Terelő-töltésen.



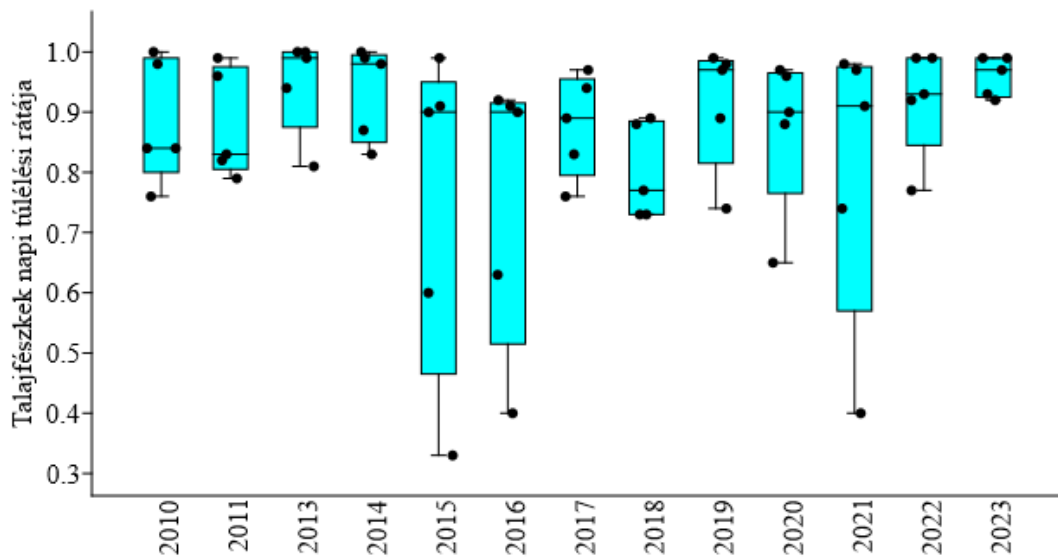
10. ábra: A vörös róka relatív állománysűrűségének alakulása a Kis-Balatonon, ürüléksűrűség index alapján.



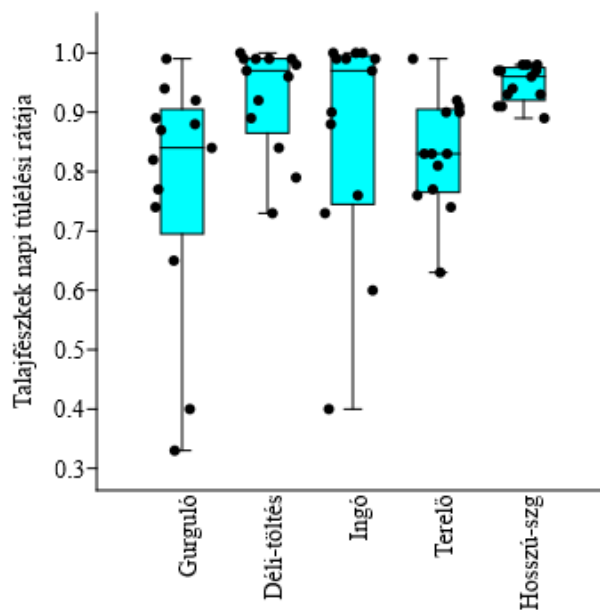
11. ábra: A vörös róka relatív állománysűrűségének területrészek szerinti alakulása a Kis-Balatonon, ürüléksűrűség index alapján.

Talajfészkek napi túlélési rátája

A talajfészkek napi túlélési rátáinak évek (**12. ábra**) mediánjai közötti különbsége nem volt szignifikáns (Kruskal-Wallis teszt, $\chi^2 = 15,97$, $P = 0,189$), miközben a területrészek között szignifikáns különbség adódott ($\chi^2_1 = 14,55$, $P < 0,006$). A Terelő-töltésen és a Gurgulón voltak legkisebbek a medián értékek, ezekhez képest szignifikánsan kedvezőbb túlélést tapasztaltunk a többi területrészen (**13. ábra**).



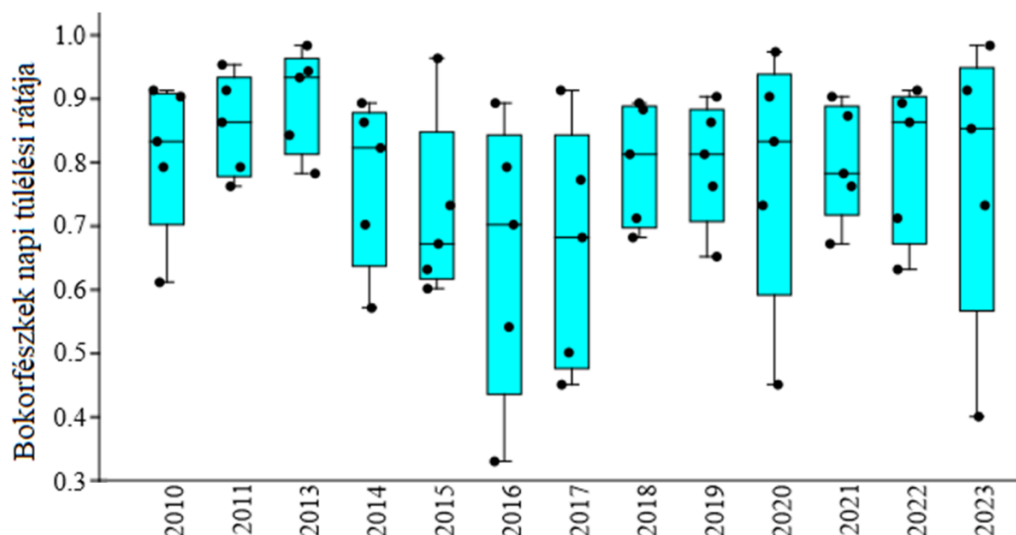
12. ábra: A talajfészkek napi túlélésének évenkénti alakulása a Kis-Balatonon.



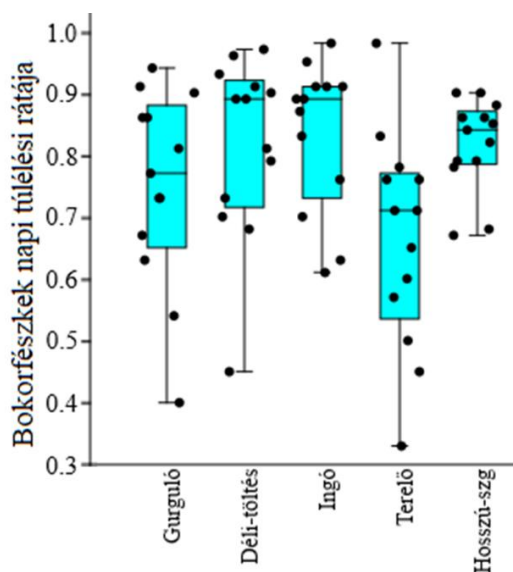
13. ábra: A talajfészkek napi túlélésének területrészek szerinti alakulása a Kis-Balatonon.

Bokorfészkek napi túlélési rátája

A bokorfészkek napi túlélési rátáinak évek (**14. ábra**) közötti különbsége nem volt szignifikáns ($\chi^2 = 11,48$, $P = 0,487$), ugyanakkor a területrészek közötti különbség jelentősnek bizonyult ($\chi^2 = 10,77$, $P = 0,029$). Szignifikánsan legkisebb túlélési rátát találtunk a Terelő-töltésen, ehhez képest kedvezőbb volt a túlélés a többi területrészen (**15. ábra**).



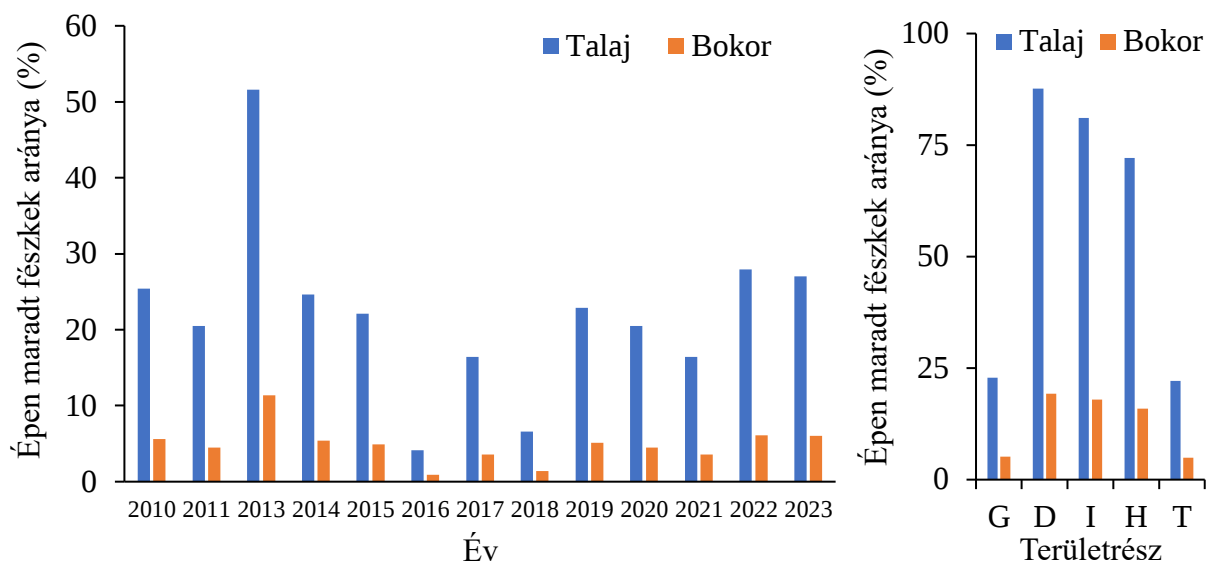
14. ábra: A bokorfészkek napi túlélésének évenkénti alakulása a Kis-Balatonon.



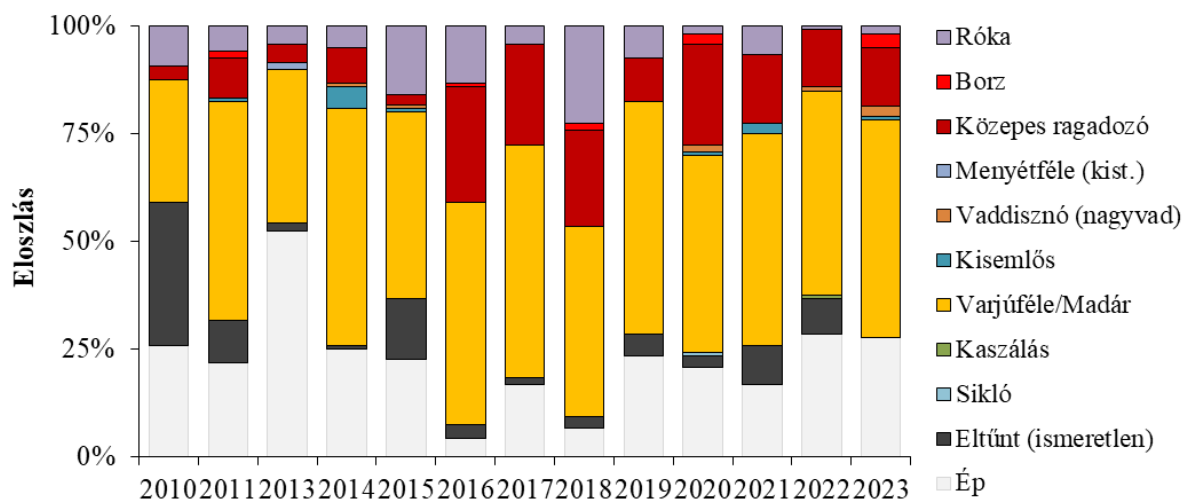
15. ábra: A bokorfészkek napi túlélésének területrészek szerinti alakulása a Kis-Balatonon.

5.2. Fészekalj-predátorok

A loglineáris elemzéssel az épen maradt fészkek számát szignifikánsan befolyásolta az év ($\chi^2_{12} = 117,37$, $P < 0,0001$), a területrész ($\chi^2_4 = 123,64$, $P < 0,0001$) és a fészkek típusa is ($\chi^2_1 = 189,20$, $P < 0,0001$), az interakciók nem voltak szignifikánsak ($P > 0,05$). Legnagyobb volt az épen maradt talaj és bokorfészkek aránya 2013-ban, legalacsonyabb 2016-ban és 2018-ban (**16. ábra**). Legkevesebb műfészkek maradt épen a Gurgulón és a Terelő-töltésen. A predátorok eloszlása változatos képet mutatott (**17. ábra**).



16. ábra: Az épen maradt talaj- és bokorfészkek aránya évtől (bal oldali ábra) és területrésztől függően (jobb oldali ábra) a Kis-Balatonon. G – Gurguló, D – Déli-keresztöltés, I - Ingói-oldal, H – Hosszú-sziget, T – Terelő-töltés.



18. ábra: Fészkalj-predátorok a Kis-Balatonon végzett FAP kísérletben.

Kameracsapdázás tapasztalatai

A kameracsapdázás eredményessége javult a használt kameracsapdák számának növekedésével. A fotócsapdás felvételek segítségével pontosabban meg tudtuk határozni a fészekfosztókat (**19. ábra**). Amint azonban a **2. táblázat** is mutatja, sok esetben nem sikerült a predációt lefényképezni. A felvételek alapján egyes fészkeknél több ragadozó is megjelent, akár még a kifosztás előtt, de sok esetben csak elhaladt a fészek mellett és nem fosztotta azt ki. A vadmacska például egyik alkalommal sem mutatkozott fészekpredátorként a képek alapján,

viszont többször megjelent a felvételeken. A **2. melléklet** megmutatja a vonalankénti fotócsapda eredményeket, a hagyományos módszerrel megállapított fészekfosztókat, a fényképpel bizonyított fészekfosztókat és a képeken megjelent egyéb predátorokat, amik nem fosztották ki a fészkeket.

2. táblázat: Kameracsapdákkal azonosított predátorok évenként és területrészenként

	Déli-kereszt		Gurguló		Hosszó-szg		Ingói		Terelő	
	Fészek típus	Predátor	Fészek típus	Predátor	Fészek típus	Predátor	Fészek típus	Predátor	Fészek típus	Predátor
2023	talaj - T9	ép	bokor - B2		talaj - T2		talaj - T4	borz	talaj - T5	ép
	bokor - B9		talaj - T3		bokor - B1	szajkó	bokor - B8	ép	bokor - B8	
	bokor - B4		talaj - T6	borz	bokor - B5	szajkó	talaj - T3		talaj - T2	ép
	bokor - B3	szajkó	talaj - T12		bokor - B4	szajkó	bokor - B4		bokor - B6	nyuszt
	talaj - T7	ép	bokor - B4	szajkó	bokor - B9	ép	talaj - T7		bokor - B12	szajkó
			bokor - B5							
2022	talaj - T11	ép	bokor - B12	nyuszt	bokor - B1		bokor - B7		talaj - T2	szarka
	bokor - B9				talaj - T4		bokor - B8		bokor - B5	
	bokor - B8				bokor - B4				talaj - T5	szarka
					bokor - B7					
					bokor - B3	szarka				
					talaj - TX					
2021	bokor - B2		bokor - B4		bokor - B3		bokor - B3	nyuszt	bokor - B3	
	bokor - B10	szarka	bokor - B6		talaj - T1	ép	bokor - B4	szajkó	bokor - B9	
	talaj - T4	ép	bokor - B8	szajkó	talaj - T2	ép	talaj - T4		talaj - T8	vaddisznó
			talaj - T3	borz	talaj - T4	ép				
			talaj - T6							
2020	talaj - T12		talaj - T9	borz	talaj - T4	ép			talaj - T5	
									talaj - T6	szarka
									talaj - T8	róka

Érdekes felfedezés volt, hogy a felvételek alapján a bokorfészkeket több alkalommal is nyuszt fosztotta ki. A gyurmatojásan hagyott jelekből azonban mi varjúfélére következtettünk. Vagyis ez is azt mutatja, hogy több esetben a fotócsapda segít a pontosabb határozásnál, míg más esetben megcáfolja a hagyományos módszerrel megállapított eredményt.



Szarka talajfészkek kifosztás közben



Vaddisznó talajfészkeknél



Szajkó fészekfosztás



Nyuszt bokorfészkeknél



Róka tojással a szájában



Borz éjszakai lakoma



Vadmacska jelenlét, nem predátor



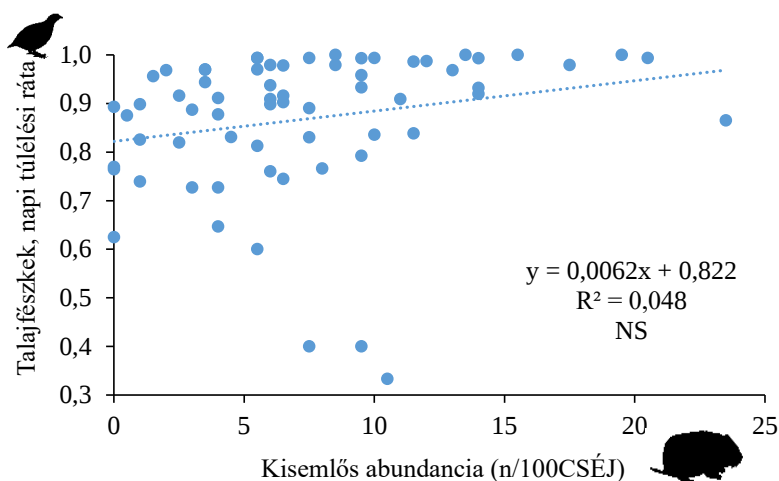
Fiatal rétisas megjelenése, nem FAP predátor

19. ábra: Kameracsapdás felvételek a Kis-Balatonon (válogatás, 2020-2023)

5.3. Összefüggés-elemzés

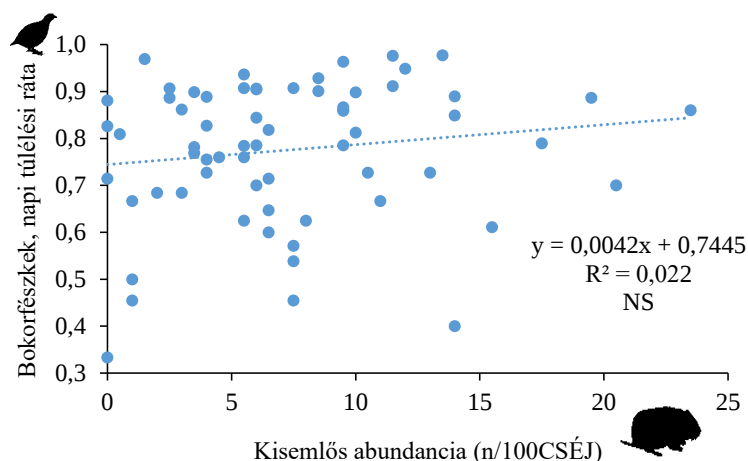
a. Kisemlősök abundanciája és műfészkek túlélése közötti összefüggések

A tizenhárom év felmérési adatainak elemzése alapján a kisemlősök abundanciájának növekedésével nem szignifikánsan (lineáris regresszió, $r = 0,217$, $P = 0,081$), mindössze trendszerűen javult a talajfészkek napi túlélési rátája (**20. ábra**). Alacsonyabb kisemlős abundancia értékeknél nagyobb mértékű az adatpontok szóródása, az abundanciaérték növekedésével az adatpontok egyre közelebb helyezkednek el a tendenciát jelző egyeneshez.



20. ábra: A kisemlősök abundanciája és a talajfészkek (műfészkek) napi túlélési rátája közötti összefüggés a Kis-Balatonon, 2010-2023. A vékony kék szaggatott vonal a trendet (nem szignifikáns összefüggést) jelzi. NS – nem szignifikáns összefüggés.

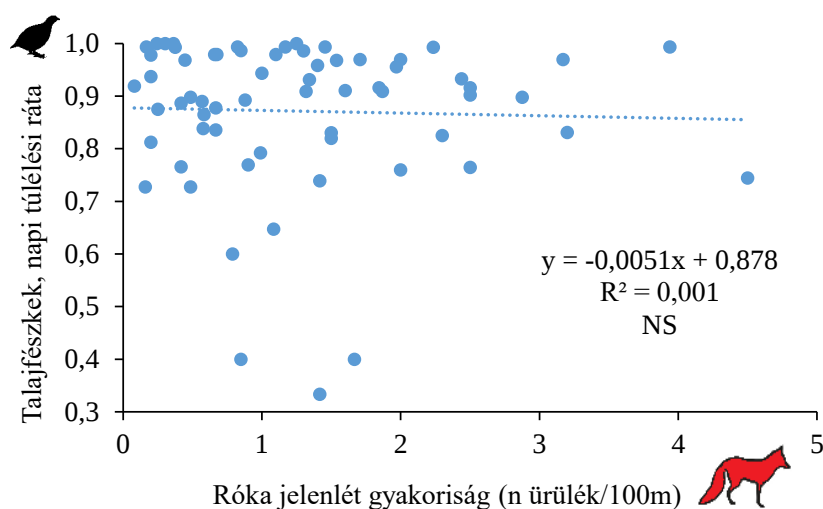
A kisemlősök abundanciájának növekedésével nem szignifikánsan ($r = 0,151$, $P = 0,230$) javult a bokorfészkek napi túlélési rátája (**21. ábra**). Az összefüggés jellege hasonló a talajfészkeknél leírtakkal, de lényegesen nagyobb az adatpontok szóródása a trendet jelző egyenes mentén, az összefüggés még kevésbé szoros.



21. ábra: A kisemlősök abundanciája és a bokorfészkek (műfészkek) napi túlélési rátája közötti összefüggés a Kis-Balatonon, 2010-2023.

b. Rókasűrűség és műfészkek túlélése közötti összefüggés

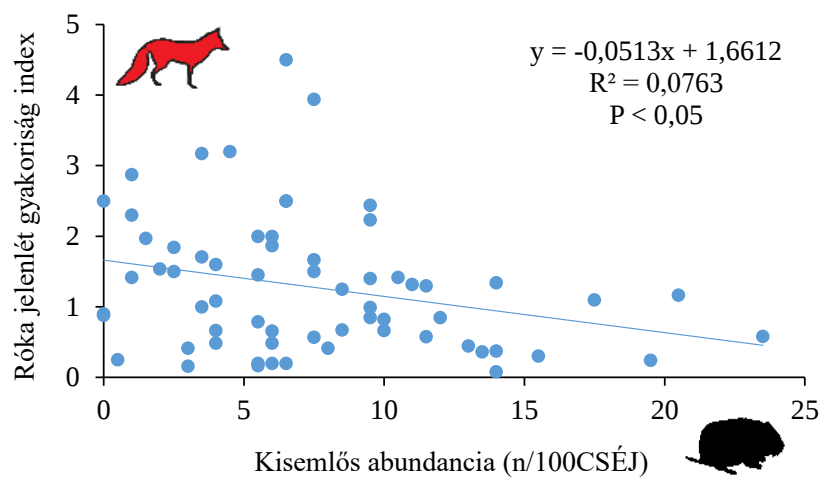
A róka ürülékmenták egységnyi gyűjtőúthosszra vetített indexértéke alapján kifejezett róka jelenlét gyakoriság (róka index) növekedésével statisztikailag nem alátámasztható módon ($r = -0,039$, $P = 0,759$) romlott a talajfészkek napi túlélési rátája (**22. ábra**). A róka jelenlét gyakorisága és a bokorfészkek napi túlélési rátája közötti összefüggés szintén nem volt szignifikáns ($r = -0,077$, $P = 0,545$). Még alacsony rókaindex mellett is előfordult, hogy a műfészkek túlélése alacsony volt.



22. ábra: A róka jelenlét gyakorisága és a talajfészkek napi túlélési rátája közötti összefüggés a Kis-Balatonon, 2010-2023.

c. Kisemlős abundancia és rókasűrűség közötti összefüggés

A róka jelenlét gyakoriság és a kisemlős abundancia negatív összefüggést mutatott. A rókaindex csökkenésével nőtt a kisemlős abundancia (**23. ábra**). Az összefüggés a mérsékelt szorossága ellenére statisztikailag alátámasztható ($r = -0,277$, $P = 0,024$). Az összefüggés szorosságát befolyásolta, hogy alacsonyabb kisemlős abundancia esetén is előfordult magasabb rókaindex-érték és nagyobb kisemlős abundancia esetén alacsony rókaindex-érték.



23. ábra: A kisemlősök abundanciája és a róka jelenlét gyakorisága közötti összefüggés a Kis-Balatonon, 2010-2023.

6. Következtetések

6.1. Kisemlősök, mint táplálékforrás

A Kis-Balatonon kapott kisemlős abundancia értékek jellemzően kisebbek, mint a teresztris élőhelyeken. Például más dél-dunántúli agrárművelés alatt álló vagy erdei területeken lényegesen magasabb abundancia értékeket tapasztaltak (Horváth és Herczeg 2015, Lanszki et al. 2006, 2007). Más magyarországi vizes élőhelyeken végzett felmérések is mutatták a vizes élőhelyek magas fajdiverzitását, így például Bédán 12 kisemlősfaj, a Pogányvölgyi réteken 15 faj (Lanszki et al. 2015), a balatoni Nagyberekben 9 faj került elő (Lanszki et al. 2008) alkalmoszerű felmérésből. A legtöbb helyen az egérformák és a pocokfélék dominálnak, míg cickányfélék viszont különböző arányban vannak jelen, élőhelytől függően (Horváth et al. 2006, Lanszki et al. 2008). Puha és keményfás ligeterdőkön végzett összehasonlító vizsgálatban kiderült, hogy a vízvári puhafás ligeterdőben kevesebb faj volt jelen kisebb egyedszámban, mint az Lankóci erdő égerligetében, ahol több faj nagyobb egyedszámban jelent meg (Horváth et al. 2006).

A Kis-Balaton II. ütemének általunk vizsgált területrészein összesen 15 kisemlős faj jelenlétét mutattuk ki. Horváth és Herczeg (2015) 16 fajt mutattak ki a területen. Az általunk vizsgált területrészekben a fokozottan védett északi pocok jelenlétét nem sikerült kimutatni, aminek okai között szerepel, hogy azon nem tipikus magassásos északi pocok élőhelyek voltak. Az évek során a pirók erdei egér kimagaslóan a leggyakrabban megfogott faj volt, valamint a vöröshátú erdepocok jelenléte is szinte minden évben gyakori volt. A többi faj egyedszáma az évek között nagymértékben fluktuált. Horváth és Herczeg (2015) szintén azt tapasztalták, hogy a pirók erdeieger a terület egyik leggyakoribb faja, azonban a vöröshátú erdepocok nagy mennyiségben való előfordulása nem jellemző az egész területen. Ennek oka, hogy ők magassásos élőhelyeken végeztek felméréseket, mi pedig töltések menti fás vegetációban.

A kisemlősök dominanciaviszonyainak és a kisemlősközösség diverzitásának vizsgálata évek közötti lényeges különbségeket mutatott. Az évek közötti számottevő eltérések lehetővé teszik, hogy jobban feltárhassuk a táplálékkínálat, a predátor jelenlét és a fészekpredáció közötti összefüggéseket. A kisemlős dominanciaviszonyok vizsgálata azért érdekes, mert könnyen befolyásolhatja a predátorok jelenlétét és egyedsűrűségét, ami viszont kihatással lehet a terület madarainak költési sikerére. Az összefüggések pontos vizsgálatához azonban további háttérváltozók bevonására van szükség, mint például a csapadékviszonyok, vízszint vagy a hőmérsékleti adatok. A kisemlős dominanciát és diverzitást ezek a tényezők is valószínűsíthetően befolyásolják (Horváth 2006). Nagyon érdekes, hogy a területrészek közötti különbség nem volt számottevő. Ennek oka az lehet, hogy minden esetben töltések menti

eztvédett fajai, mint például a közönséges vízicickány, a Miller-vízicickány, az erdei cickány, a törpe cickány, a mezei cickány, a törpeegér és a csaltitjáró pocok. A területen nem találtuk meg a jégkorszaki reliktum faj északi pockot, viszont a hasonló élőhelyi igényeket kedvelő, védett csaltitjáró pocok (Horváth et al. 2004) gyakran előkerült egyes részeken. Egy esetben sikerült kőszapockot fogni. Kameraacsapdával kimutattuk a vándorpatkány (*Rattus norvegicus*) jelenlétét, de egyedeit élvefogó csapdával nem tudtuk megfogni.

A kisemlős abundancia és a kisemlős biomassza összefüggés-vizsgálata során szoros összefüggést találtunk a 100 csapdaéjszakára jutó fogásszámokon alapuló abundancia és az egyedi testtömegre épülő relatív kisemlős biomassza értékek között. Ezt azért is lényeges letesztelni, mert a kétféle mért érték közötti összefüggést ronthatják az évek közötti különbségek, nevezetesen, egyes években gyakoribbak lehetnek a kis testtömegű cickányok, míg más években a nagyobb testtömegű rágcsálók. A ragadozók számára befolyásoló tényező lehet a kisemlősök faja és testtömege. Például, a közelben található Fehérvízi-lápon a rókák előnyben részesítették a *Microtus* pockokat az egér és cickány fajokkal szemben (Lanszki 2005) és hasonló tapasztalatok állnak rendelkezésre a Kis-Balaton II. üteméről (Lanszki et al. 2023). Jedrzejewski és Jedrzejewska (1992) a lengyelországi Biatowieza nemzeti parkban a róka nagyobb testű *Microrus* és a *Apodemus* fajok iránti preferenciáját mutatták ki a többi rágcsálófajjal szemben.

A kisemlős abundancia lényegesen eltért az évek között. Például, legalacsonyabb érték 2018-ban adódott. Észrevehető a rókaállomány csökkenése a 2018-as évben, amely lehetséges, hogy az alacsony kisemlős abundancia miatt következett be. Az eredmények alapján nem találtunk szignifikáns összefüggést a területrészek között, ám a Terelő-töltési adatok szembetűnően alacsonyabbak voltak a többinél. A magas kisemlős abundancia pozitívan hathat a róka szaporodási sikerére, emiatt a következő évben megnövekedhet a területen a ragadozónyomás, azonban ez fordítva is igaz, vagyis az alacsony táplálékforrás miatt kevesebb a ragadozó a területen (bővebben az Irodalmi áttekintésben).

6.2. Róka, mint leggyakoribb ragadozó

A róka ürüléksűrűség-indexszel („róka index”) reprezentált relatív állománysűrűség medián értéke nem mutatott évek közötti lényeges különbséget. Ennek oka lehet a terület különleges elhelyezkedése, hiszen a mocsárvidéken korlátozottak a teresztrisz fajok számára fontos élőhelyi adottságok (pl. egész évben száraz felületek kotorék készítéshez, kisemlősök számára utódneveléshez), vagyis az élőhely eltartó képessége korlátozott. Feltehetően emiatt nem változott lényegesen a rókaállomány nagysága. Miközben az évek között nem, a

területrészek között viszont jelentős különbségeket találtunk. A legmagasabb relatív rókasűrűség érték a mocsárvidék belsejébe haladó és vakon végződő Terelő-töltésen volt, míg a legkisebb a Gurguló (Zala folyó átfolyása) mentén volt. A Terelő-töltésen talált magas jelenlét magyarázható azzal, hogy az ember által egyik legkevésbé bolygatott, legfélreesebb területrészek közé tartozik. Ezzel ellentétben a Gurguló egy fontos és gyakran használt útvonal a terület fenntartói, kezelői számára is. A Hosszú-szigeten kapott adatok magasabbak a Déli-keresztöltésnél és az Ingói-oldalnál kapott értékeknél. A Hosszú-sziget szintén egy kevésbé járt rész vízügyi és természetvédelmi beavatkozások vagy feladatok ellátása során.

A róka index és a műfészkek napi túlélése közti összefüggés-elemzés nem mutatott szoros összefüggést. A talajfészkek esetében a területek közötti különbség volt jelentősebb. A Terelő-töltésen és a Gurgulón voltak a legkisebb medián értékek, vagyis legkedvezőtlenebb a fészektúlélés. A bokorfészkek esetén szintén jelentős volt a terület hatás, miszerint a Terelő-töltésen a legkisebb a túlélési ráta. A terelő-töltésen volt legmagasabb a róka indexértéke.

A fészekpredáció elemzések során fészekfosztóként mutattuk ki a vörös rókát, az európai borzot, a nyusztot, a vaddisznót, egyes kisemlős fajokat (pl. patkányt), madarakat (varjúféléléket) és néhány esetben siklót. A fajra pontosabban nem meghatározható ragadozó emlősöket közepes testméretű ragadozó emlősként jegyeztük fel. Néhány esetben is emberi tevékenység által pusztultak el a fészkek (pl. vízügyi kezelés részét képező töltéskaszálás). Amikor nem maradt semmilyen nyom a fészekfosztó után, olyankor ismeretlennek nyilvánítottuk a predátort. Mivel az azonosíthatatlanul maradt predátorok bárhova tartozhatnak, megváltoztathatják az arányokat (Šálek et al. 2014).

6.3. Fészekalj-predáció

Szignifikáns összefüggést találtunk az épen maradt fészkeknél az év, a területrész és a fészek típusa között. Az eredmények alapján 2013-ban volt a legalacsonyabb a fészekpredáció és ugyanebben az évben alacsony volt a róka jelenlét is. Bár több tényező is befolyásolja a fészkek túlélését (Jezková et al. 2014, Griebel és Dawson 2018), ez mégis megmutatja, hogy a róka jelenléte is nagy hatással van a fészkek túlélésére. A legkevesebb fészek maradt épen a Gurguló és a Terelő-töltés mentén, ahol a legnagyobb róka állománysűrűséget tapasztaltuk. A területen végzett mocsári teknős (*Emys orbicularis*) fészekpredáció vizsgálat során is a vörös rókát mutatták ki legfontosabb fészekfosztónak (Purger et al. 2023).

A Terelő-töltésen magas fészekpredációt és alacsony kisemlős jelenlétet mutattunk ki, amely magyarázható lehet a magas róka-indexszel. Ez arra utalhat, hogy ebben a nyugodtabb, elszigeteltebb teresztris környezetben megnőhet az emlős és szárnyas ragadozók nyomása a

prédaállatokon. Ha egy területrészen gyakoribb az emberi jelenlét, az azt eredményezheti, hogy a szülőmadarak gyakrabban elhagyják a fészket, ezzel nagyobb teret és időt hagyva a fészkepredátoroknak a zsákmányolásra (Stien et al. 2010).

6.4. Összefüggés-vizsgálat

Az összefüggés-vizsgálat hipotézisében szereplő predikcióknak csak egy része igazolódott be a statisztikai elemzések során. Az összefüggések legtöbbször csak trendszerűek. Az 1. predikciónk alapján a kisemlősök abundanciája és a különböző típusú fészkek túlélése között pozitív összefüggést feltételeztünk. Azt vártuk, hogy a magasabb kisemlős abundancia mellett kedvezőbb lesz a fészektúlélés aránya, míg az alacsonyabb kisemlős abundanciánál nagyobb lesz a madárfészkek veszteség.

Az elvégzett statisztikai feldolgozás alapján nem találtunk szignifikáns összefüggést a kisemlősök abundanciája, valamint a talajfészkek és a bokorfészkek napi túlélése között. A talajfészkeknél megfigyelhető volt egy trendszerű javulás a fészkek napi túlélése és a kisemlős abundancia között. Az adatpontok nagyobb mértékű szóródása az alacsony kisemlős abundanciánál jelentkezett, és az érték növekedésével a tendenciaegyenest egyre közelebb helyezkedtek el az adatpontok. A pontok speciális (tendenciózus) elhelyezkedése az egyenes mentén arra utal, hogy magasabb kisemlős abundancia mellett a fészkek túlélése kedvezőbb, mert a ragadozók inkább a gyakori kisemlősökből táplálkoznak és kevésbé a madaraktól, amint azt finnországi partmenti területen végzett vizsgálatban Pakanen et al. (2022) tapasztalták. Alacsonyabb kisemlős abundancia értékek esetén a rendelkezésre álló egyéb alternatív táplálékforrásoktól (pl. nagyobb testű rágszálók: pézsmapocok, kőszapocok) nagyban függhet, hogy a ragadozók fészkekből táplálkoznak-e (Lanszki et al. 2023). Pöysä et al. (2016) tanulmányában szintén igazolta, hogy a kisemlősállomány összeomlásával megnőtt a madár műfészkek pusztulásának aránya, viszont a valódi fészkek esetében csökkent a fészkepredáció mértéke, ami ellentmond a predikciónak.

A bokorfészkek túlélése esetében szintén nem szoros összefüggést kaptunk a kisemlős abundancia növekedésére. A bokorfészkek túlélése esetén nem feltétlenül az emlős predátorok szerepe a meghatározó, mert a madarak voltak az elsődleges fosztogatók.

A bokorfészkek esetén, a talajfészkekhez képest gyengébb összefüggés arra utal, hogy a kisemlősök abundanciája kisebb mértékben befolyásolja a bokrokon fészkelő madarak túlélését. Ez abból adódhat, hogy a bokorfészkek esetén kimutatott madár predátorok, a varjúfélék nem elsődlegesen kisemlősfogyasztók (Stien et al. 2010, Šálek et al. 2014). A varjúfélék hatékony fészkepredátorok lehetnek még akkor is, ha kis létszámban vannak jelen a

területen (Stien et al. 2010), ugyanis aktív fészekkeresésbe kezdenek, ha egy kisebb területen rövid időintervallumon belül több fészket is megtalálnak (Sonerud és Fjeld 1985).

A 2. *predikciónk* alapján, a róka állománysűrűség és a fészkek túlélése között negatív összefüggést vártunk. Vagyis azt vártuk, hogy nagyobb rókaállomány jelenlétében kevesebb fészkek marad épen. A műfészkek túlélési aránya statisztikailag nem alátámasztott módon függött össze a róka jelenléttel. Alacsony rókaindex esetében is volt példa alacsony fészektúlélésre. Ennek hátterében több tényező is állhat, például más predátorok, emberi zavarás és egyéb táplálékforrások jelenléte vagy hiánya. A fotócsapdáink egyéb predátorokat is gyakran kimutattak, köztük a borzot, a vaddisznót és a nyusztot is. Ez mutatja, hogy a fészkek túlélése nem feltétlen csak a róka állománysűrűségtől függ, más tényezők is hatással vannak rá (Jezková et al. 2014, Pöysä et al. 2016) és más ragadozók is befolyásolhatják. Mivel alacsony rókaindex mellett is előfordult, hogy alacsony volt a műfészkek túlélése, valószínűsítjük, hogy más ragadozók, különösen a borz is, jelentősebben részt vesznek a talajfészkek kifosztásában.

A róka jelenlétből adódó jelentősebb predációs nyomást a talajfészkek esetében vártuk. A Terelő-töltésen mutattuk ki a legmagasabb róka-indexet, és ugyanezen a területrészen tapasztaltuk a legalacsonyabb napi fészektúlélési rátát is. Ez mind a bokorfészkek, mind a talajfészkek esetében igaz volt, ám várhatóan a róka elsősorban a talajfészkek túlélését befolyásolja. Mindemellett a kisemlősök jelenléte is ezen a vonalon volt a legalacsonyabb. Ez azt mutatja, hogy a háborítatlanabb területrészeken az egyéb fészekfosztók is szívesebben vannak jelen, a mi esetünkben nagyrészt a varjúfélék.

A 3. *predikciónk* alapján azt vártuk, hogy nagyobb róka állománysűrűség kisebb kisemlős abundanciával jár együtt. Vagyis, azt vártuk, hogy gyakoribb róka jelenlét kevesebb kisemlőssel jár majd együtt. Statisztikailag alátámasztottuk, hogy a róka jelenlét gyakoriság csökkenéssel együtt nőtt a kisemlős abundancia. Ezt az összefüggést befolyásolja az a tény, hogy alacsony kisemlős létszám esetén is előfordult magas rókaindex-érték és fordítva is. Ez az eredmény feltehetően abból adódik, hogy a területen a kisemlőskészlet korlátozott, amit több évi felmérés adatai is megerősítenek. Feltételezhető, hogy ennek eredménye lehet az, hogy az egyébként kisemlősfogyasztó ragadozó(k) alacsony kisemlős kínálat esetén egyszerűen táplálékot váltanak és madarakkal, mocsári teknős tojással táplálkoznak. Ezt a Kis-Balaton II. ütemének vonatkozásában egy 2020-ban megjelent közlemény (Lanszki et al. 2020), egy kölyök és kifejlett rókák összehasonlító táplálkozásvizsgálatával foglalkozó közlemény adatai (Lanszki et al. 2023) is alátámasztják, valamint egy teknősfészkek teszt tapasztalataival is alátudjuk támasztani (Purger et al. 2023).

A róka tavaszi állománynagyságát nemcsak a tavaszi kisemlős abundancia határozza meg, hanem legfőképpen az őszi (Pakanen et al. 2022). A fészek túlélése pozitívan kapcsolódik a tavaszi kisemlős abundanciához és negatívan kötődik az előző őszi kisemlős abundanciához. Červinka (2014) vizsgálatában kimutatta, hogy a ragadozók számának növekedésével nemcsak a fő zsákmányon nő meg a predációs nyomás, hanem a másodlagos zsákmányon is.

Konklúzió

A Kis-Balaton II. ütemén, 2010 és 2023 között öt mintavételi vonalon (területrészen) párhuzamosan végzett felméréseink adatainak összekapcsolásával gyakorlati természetvédelmi szempontból is jól hasznosítható összefüggések rajzolódnak ki. A területen nagymértékű a fészekalj predáció (fészektesztek és megfigyelések alapján is). Az évek között (és feltehetően éven belül is) nagymértékben változik a kisemlős kínálat. Az összefüggés-vizsgálatban 1) a területen legjelentősebb teresztris emlős predátor - a vörös róka - jelenlétének relatív gyakoriságát (az ürüléksűrűség indexértéket), 2) a kisemlős fogásszáma alapozott abundancia értéket, valamint 3) a talajon és bokrokon elhelyezett műfészkek túlélési valószínűségét (FAP teszt) vettük figyelembe. A kapott összefüggések nem túl szorosak, de a kimutatott tendenciák és a szignifikancia-szintek jelzik, hogy érdemes ezzel a kérdéssel továbbra is foglalkozni, esetleg további háttérváltozókat (pl. vízborítottság, élőhelyi komponensek változása, további táplálékforrások, meteorológiai adatok), és szakembereket (pl. térinformatikus) is bevonni, újabb számításokat végezni. A területen kicsi a szárazulatok kiterjedése, ami a teresztris kisemlős kínálatot eleve nagyban korlátozza. Továbbá a ragadozók állománymérete nem szabályozott (fokozottan védett terület). Mocsárvidéken, természetesen nem a szárazulatok kiterjedésének növelése a cél és elvileg - természetes körülmények között - a ragadozóállomány szabályozása sem szükséges. Azonban itt felmerül a predátorok állományszabályozásának kérdése, ami éppen a leggyakoribb (közönséges), generalista fajok (vörös róka, egyes varjúfélék) esetén lehet indokolt a természetvédelmi szempontból kiemelten fontos fajok védelme érdekében. Más kisemlős fogyasztók is vannak a területen, továbbá a róka más alternatív táplálékkal is ellátja magát.

7. Összefoglalás

A vizes élőhelyek, köztük a mocsarak fokozottan érzékenyek az emberi átalakítás és a klímaváltozás hatásaira. Megőrzésüket segítheti a bennük zajló folyamatok jobb megértése. A vizsgálatomat a Kis-Balaton II. ütemén, fokozottan védett mocsárterületen végeztem. Célom volt 1) a vörös róka, mint legfontosabb predátor jelenléte (állománynagysága), 2) a kisemlősök állománya, mint fontos táplálékforrás, és 3) a műfészkeket ért predáció (túlélés, predátor összetétel) évtől és területrésztől függő különbségeinek elemzése. Vizsgáltuk, hogy a táplálékkínálat (kisemlős abundancia), a predátor jelenlét (rókaindex) és a predáció mértéke (napi túlélési ráták) hogyan függenek össze egymással. A terület természetközeli állapota, dinamikusán változó környezeti adottságai, ezzel együtt változó mocsári életközösségei és bonyolult kapcsolatrendszerei alapján időben és térben eltérő mintázatokat feltételeztem.

A vizsgálathoz 2010 és 2023 között, öt területrészen, minden évben májusban végzett kutatás adatait használtam fel. A témavezetőm által végzett kutatásba 2020-ban kapcsolódtam be. Kisemlős állomány felmérést élvefogó csapdázásra alapozva, róka állománysűrűség becslést ürüléksűrűség indexre alapozva, madár fészkealjok túlélését műfészkek tesztre alapozva vizsgáltuk.

A kisemlős kínálat abundanciája és fajdiverzitása, továbbá a rókaállomány sűrűsége lényegesen különbözött az évek között és kevésbé függött a területrésztől. Ugyanakkor a fészektúlélés fordítva, évtől függően különbözött, míg területrésztől kevésbé függött.

A kisemlősök abundanciája és a fészkek túlélése között kimutatott pozitív összefüggés nem volt statisztikailag is alátámasztható. A róka állománysűrűség és a fészkek túlélése között kimutatott negatív összefüggés szintén nem volt statisztikailag is alátámasztható. Ugyanakkor a róka állománysűrűség és a kisemlős abundancia összefüggés-vizsgálatakor a rókaindex csökkenésével statisztikailag is alátámasztható módon nőtt a kisemlős abundancia.

Összességében megállapítható a Kis-Balaton mocsárvidékének természeti értékekben való gazdagsága és egyben sérülékenysége is. A gyűjtött ismeretek a területkezelésben, a természetvédelmi célú beavatkozásokban hasznosulhatnak, a felmérés faj- és élőhelymegőrzést, valamint természetvédelmi kezelést segít. A tapasztalatok a predációs interakciók jobb megértését is segítik.

8. Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani konzulensemnek, Prof. Dr. Lanszki Józsefnek, hogy csatlakozhattam a kutatásához, tanulhattam tőle mind a terepi vizsgálatok, mind pedig a későbbi adatfeldolgozások során. Köszönöm Dr. Varga Dánielnek a dolgozat készítésében adott tanácsait. Köszönöm családomnak a sok segítséget és támogatást. A kutatást a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság támogatja.

9. Irodalomjegyzék

- Aharon-Rotman Y.; Soloviev M.; Minton C.; Tomkovich P.; Hassell C.; Klaassen M. (2014): Loss of periodicity in breeding success of waders links to changes in lemming cycles in Arctic ecosystems. *Oikos* 124: 861–870
- Andrén H. (1992): Corvid Density and Nest Predation in Relation to Forest Fragmentation: A Landscape Perspective. *Ecology* 73 (3): 794- 804
- Bakaloudis D. E.; Bontzorlos V. A.; Vlachos C. G.; Papakosta M. A.; Chatzinikos E. N.; Braziotis S. G.; Kontsiotis V. J. (2015): Factors affecting the diet of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a heterogeneous Mediterranean landscape. *Turkish Journal of Zoology* 39: 1151–1159
- Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság (2021): Kis-Balaton (HUBF30003) különleges természetmegőrzési és madárvédelmi terület Natura 2000 fenntartási terve. Czikóné és Müller Bt. (Tiszafüred) – Bioaqua Pro Kft. (Debrecen).
- Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság (2021): Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer Üzemeltetési Szabályzat.
- Báldi A. (1999): A fészekaljpredáció jelentősége; valamint kísérletes vizsgálatának előnyei, hátrányai és módszertana. *Ornis Hungarica* 8-9: 39–55
- Báldi A. (2005): The importance of temporal dynamics of edge effect in reedbed design: a 12-year study on five bird species. *Wetlands Ecology and Management* 13: 183–189
- Batáry P. (2004): A fészekaljpredáció szegélyhatásának vizsgálata. Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem Természettudományi Kar. pp. 91
- Bateman P.W.; Fleming P.A.; Wolfe A.K. (2017): A different kind of ecological modelling: The use of clay model organisms to explore predator-prey interactions in vertebrates. *Journal of Zoology* 301: 251–262

- Berger J.; Stacey P.; Bellis L.; Johnson M. P. (2001): A mammalian predator–prey imbalance: grizzly bear and wolf extinction affect avian neotropical migrants. *Ecological Applications* 11(4): 947–960
- BFNP (2020): Kis-Balaton (HUBF30003) különleges természetmegőrzési és madárvédelmi terület Natura 2000 fenntartási terve. BFNP; Csopak. pp. 102
- Bijl H.; Heltai M. (2022): A narrative review on the use of camera traps and machine learning in wildlife research. *Columella Journal of Agricultural and Environmental Sciences* 9(2):47–69
- Bobbink R.; Beltman B.; Verhoeven J. T. A.; Whigham D. (2006): *Wetlands: Functioning, Biodiversity Conservation, and Restoration*. Springer-Verlag; Berlin. pp. 315.
- Bobbink R.; Whigham D. F.; Beltman B.; Verhoeven J. T. A. (2006): Wetland Functioning in Relation to Biodiversity Conservation and Restoration. *Ecological Studies* 191: 1–12
- Breisjøberget J. I.; Odden M.; Wegge P.; Zimmermann B.; Andreassen H. (2018): The alternative prey hypothesis revisited: Still valid for willow ptarmigan population dynamics. *Plos One* 13(6): e0197289
- Butet A. (1996): Does food quality drive cycle in *Microtus arvalis*? Study on a french Atlantic marsh population. Conference: Proceedings of the I European Congress of Mammalogy, Museu Bocage; Lisboa; pp. 177–188.
- Červinka J.; Drahníková L.; Kreisinger J.; Šálek M. (2014): Effect of habitat characteristics on mesocarnivore occurrence in urban environment in the Central Europe. *Urban Ecosyst* 17:893–909
- Costanza R.; d'Arge R.; Groot R.; Farber S.; Grasso M.; Hannon B.; Limburg K.; S. Naeem; O'Neill R.V.; Paruelo J.; Raskin R. G.; Sutton P. C.; Marjan van den Belt; Henk van den Belt (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260
- Crooks K.R., Soulé M.E. (1999): Mesopredator Release and Avifaunal Extinctions in a Fragmented System. *Nature*, 400: 563–566.
- Csorba P. (2021): Magyarország kistájai. Meridián Táj- és Környezetföldrajzi Alapítvány; Debrecen. pp. 228-229.
- Csorba P.; Ádám Sz.; Bartos-Elekes Zs.; Bata T.; Bede-Fazekas Á.; Czúcz B. et al. (2018): Tájak. In: Kocsis Károly (főszerk.): Magyarország Nemzeti Atlasza – Természeti környezet. Budapest; MTA CSFK Földrajztudományi Intézet. pp. 112–129.
- Demeter A., Kovács Gy. (1991): Állatpopulációk nagyságának és sűrűségének becslése. Akadémiai Kiadó, Budapest.

- Dorresteijn I.; Schultner J.; Nimmo D. G.; Fischer J.; Hanspach J.; Kuemmerle T.; Kehoe L.; Ritchie E. G. (2015): Incorporating anthropogenic effects into trophic ecology: predator–prey interactions in a human-dominated landscape. *Proceedings of the Royal Society of London B*; 282: 2015.1602.
- Dövényi Z. (szerk.) (2010): Magyarország kistájainak katasztere. MTA; Földrajztudományi Kutatóintézet; Budapest; 876 p.
- Elmhagen B.; Tannerfeldt M.; Angerbjörn A. (2002): Food-niche overlap between arctic and red foxes. *Canadian Journal of Zoology* 80: 1274–1285
- Evenson G. R.; Golden H. E.; Christensen J. R.; Lane C. R.; Rajib A.; D’Amico E.; Mahoney D. T.; White E.; Wu Q. (2021): Wetland restoration yields dynamic nitrate responses across the Upper Mississippi river basin. *Environmental Research Communications* 3(9): 095002
- Faragó S.; Hajas P. P. (2019): A szajkó (*Garrulus glandarius*) kezelési terve Magyarországon. *Magyar Ápróvad Közlemények* 14: 93–122
- Faragó S.; Kovács Gy.; Hajas P. P. (2017): A szarka (*Pica pica*) kezelési terve Magyarországon. *Magyar Ápróvad Közlemények* 13: 49–81
- Farkas A.; Fodor J. T.; Jánoska F. (2015): Az aranybakál (*Canis aureus*) és vörös róka (*Vulpes vulpes*) közötti táplálkozási kompetíció vizsgálata Romániában. Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar V. Kari Tudományos Konferencia Absztraktkötet. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó Sopron. 167–173
- Farkas A.; Jánoska F.; Fodor J. T.; Náhlik A. (2017): The high level of nutritional niche overlap between red fox (*Vulpes vulpes*) and sympatric golden jackal (*Canis aureus*) affects the body weight of juvenile foxes. *European Journal of Wildlife Research* 63: 46
- Fleming P. A.; Crawford H. M.; Stobo-Wilson A. M.; Dawson S. J.; Dickman C. R.; Dundas S. J. et al. (2021): Diet of the introduced red fox *Vulpes vulpes* in Australia: analysis of temporal and spatial patterns. *Mammal Review* 51(4): 508–527
- Frisnyák S. (1995): Magyarország történeti földrajza. Nemzeti Tankönyvkiadó; Budapest; 3.kiadás, pp 98.
- Goszczyński J., Jedrzejewska B., Jedrzejewski W. (2006): Diet composition of badgers (*Meles meles*) in a pristine forest and rural habitats of Poland compared to other European populations. *Journal of Zoology* 250(4): 495–505
- Goszczyński J., Ryszkowski L., Truszkowski J. (1976): The role of the European hare in the diet of predators in cultivated field systems. In: Pielowski Z., Pucek Z. (szerk.) *Ecology and management of the European hare populations*. pp. 127–133

- Griebel I. A.; Dawson R. D. (2018): Predictors of nestling survival during harsh weather events in an aerial insectivore, the Tree Swallow (*Tachycineta bicolor*). *Canadian Journal of Zoology* 97:1- 46
- Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D. (2001): PAST: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4: 1–9
- Harding E. K. (2002): Modelling the influence of seasonal inter-habitat movements by an ecotone rodent. *Biological Conservation* 104: 227–237
- Harkai M. (1996). A Kis-Balaton-rekonstrukció és környezeti hatásai. In: L. Költő & L. Vándor (szerk.); Évezredek üzenete a láp világából. A Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága és a Zala Megyei Múzeumok Igazgatósága közös kiadványa. pp. 7–13
- Harris S. (1981): The food of suburban foxes (*Vulpes vulpes*), with special reference to London. *Mammal Review* 11(4): 151–168
- Heltai M.; Lanszki J.; Szemethy L. (2010): Leggyakoribb ragadozónk: a vörös róka. In: Heltai M. (szerk.) Emlős ragadozók Magyarországon. Budapest. Mezőgazda Kiadó pp. 147–153.
- Horváth Gy. F.; Herczeg R. (2015): Species composition and nestedness of small mammal assemblages in two disturbed marshlands. *North-Western Journal of Zoology* 11: 183–193
- Horváth Gy., Schaffer D., Molnár D., Pogány Á. (2006): Kisemlősök populációs és közösségi vizsgálata két ártéri erdőtípusban. *Natura Somogyiensis* 9: 325–332
- Horváth Gy.; Herczeg R.; Tamási K.; Sali N. (2011): Nestedness of small mammal assemblages and role of indicator species in isolated marshland habitats. *Natura Somogyiensis* 19: 281–302
- Horváth Gy.; Pogány Á.; Hamburger K.; Sárkány H. (2004): A védett csaltíjáró pocok, *Microtus agrestis* (Linnaeus 1761) újabb csapdázásos adatai a Kis-Balaton területén. *Állattani Közlemények* 89: 27–35
- Huhta E.; Eramo M.; Jokimäki J. (2015): Predation risk of artificial ground nests in forest stands, edges, clear-cuts, and forested corridors as an ecological indicator. *Old-Growth Forests and Coniferous Forests: Ecology, Habitat and Conservation* pp. 37–53
- Istvánovics V.; Somlyódy L. (2002): Ökológia és természetvédelem. In: Glatz Ferenc (szerk.): A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. MTA; Budapest; pp. 184–191.
- Jarnemo A.; Liberg O.; Lockowandt S.; Olsson A.; Wahlström K. (2004): Predation by red fox on European roe deer fawns in relation to age, sex, and birth date. *Canadian Journal of Zoology* 82(3): 416–422.
- Jedrzejewska B.; Jedrzejewski W. (1998): Predation in vertebrate communities: the Bialowieza Primeval Forest as a case study. *Ecological Studies* 135, Berlin.

- Jedrzejewski W.; Jedrzejewska B. (1992): Foraging and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in relation to variable food resources in Biatowieza National Park, Poland. *Ecography* 15: 212–220
- Jezková M.; Svobodová J.; Kreisinger J. (2014): Dynamics of rodent abundance and ground-nestpredation risks in forest habitats of Central Europe: no evidence for the alternative prey hypothesis. *Folia Zoologica* 63: 269–280
- Johnson D. H. (1979): Estimating nest success: the Mayfield method and an alternative. *Auk* 96: 651- 661
- Kämmerle J.-L.; Niekrenz S.; Storch, I. (2019): No evidence for spatial variation in predation risk following restricted-area fox culling. *BMC Ecology* 19: 17
- King D.; DeGraaf R. M.; Griffin C. R.; Maier T. J. (1999): Do predation rates on artificial nests accurately reflect predation rates on natural nests. *Journal of Field Ornithology* 70: 257
- Kistler C.; Hegglin D.; Würber H.; König B. (2009): Feeding enrichment in an opportunistic carnivore: The red fox. *Applied Animal Behaviour Science* 116: 260-265
- Kjellander P.; Nordström J. (2003): Cyclic voles, prey switching in red fox, and roe deer dynamics – a test of the alternative prey hypothesis. *OIKOS* 101: 338–344
- Krebs, C.J. (1989): *Ecological Methodology*. Harper Collins, New York.
- Kujawa K.; Lecki R. (2008): Does Red Fox *Vulpes vulpes* affect bird species richness and abundance in an agricultural landscape? *Acta Ornithologica* 43:167–178
- Kurucz K.; Batary P.; Frank K.; Purger J. J. (2014): Effects of daily nest monitoring on predation rate – an artificial nest experiment. *North-Western Journal of Zoology* 11: 141605
- Laidlaw R. A.; Smart J.; Smart M. A.; Bodey T. W.; Coledale T.; Gill J. A. (2019): Foxes, voles, and waders: drivers of predator activity in wet grassland landscapes. *Avian Conservation and Ecology* 14: 4
- Lanszki J. (2005). Diet composition of red fox during rearing in a moor: a case study. *Folia Zoologica*, 54: 213–216
- Lanszki J. (2012): Ragadozó emlősök táplálkozási kapcsolatai. *Natura Somogyensis* 21. pp. 103.
- Lanszki J. (2022): Ragadozó emlősök vizsgálata a Kis-Balaton II. ütemén. Beszámoló kutatási jelentés. Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság, Csopak.
- Lanszki J., Mórocz A., Deme T. (2008): Adatok három vizes élőhely (Gemenc, Béda és a Balatoni Nagyberék) kisémlős faunájához. *Állattani Közlemények*. 93: 29–37.

- Lanszki J., Zalewski A., Horváth Gy. (2007) Comparison of red fox *Vulpes vulpes* and pine marten *Martes martes* food habits in a deciduous forest in Hungary. *Wildlife Biology*, 13: 258–271.
- Lanszki J.; Bende Zs.; Nagyapáti N.; Lanszki Zs.; Pongrácz P. (2023): Optimal prey for red fox cubs—An example of dual optimizing foraging strategy in foxes from a dynamic wetland habitat. *Ecology and Evolution* 13:e10033: 2-15
- Lanszki J.; Heltai M. (2002): Feeding habits of golden jackal and red fox in south-western Hungary during winter and spring. *Mammalian Biology* 67: 128–136
- Lanszki J.; Heltai M.; Szabó L. (2006): Feeding habits and trophic niche overlap between sympatric golden jackal (*Canis aureus*) and red fox (*Vulpes vulpes*) in the Pannonian ecoregion (Hungary). *Canadian Journal of Zoology* 84:1647–1656
- Lanszki J.; Magyari M. (2014): Az északi pocok (*Microtus oeconomus*) új adata a Kis-Balaton II. ütemén. *Natura Somogyiensis* 24: 287–292
- Lanszki J.; Mórocz A., Deme T. (2008): Adatok három vizes élőhely (Gemenc, Béda és a balatoni Nagyberek) kisemlősfaunájához. *Állattani Közlemények* 93: 29–37
- Lanszki J.; Rozner Gy.; Széles L. G. (2015): A Pogány-völgyi rétek Natura 2000 terület kisemlős közösségeinek vizsgálata, különös tekintettel az északi pocok (*Microtus oeconomus*) előfordulására. *Natura Somogyiensis* 27: 107–114
- Lanszki Zs.; Horváth Gy. F.; Bende Zs.; Lanszki J. (2020): Differences in the diet and trophic niche of three sympatric carnivores in a marshland. *Mammal Research* 65: 93–104
- Lelkes A.; Magyari M. (2003): Kis-Balaton. In: Molnár Zs.; Pándi I. (szerk.): *Az I.MÉTA-TÚRA* túravezető füzete. Kézirat; MTA ÖBKI; Vácrátót.
- Linden H. (1988): Latitudinal gradients in predator-prey interactions, cyclicity and synchronism in voles and small game populations in Finland. *Oikos* 52: 341–349
- Luginbuhl J. M.; Marzluff J. M.; Bradley J. E.; Raphael M. G.; Daniel E. Varland D. E. (2001): Corvid survey techniques and the relationship between corvid abundance and nest predation. *Journal of Field Ornithology* 72: :556– 572
- Macdonald D. W. (1980): The Red Fox; *Vulpes vulpes*; as a Predator upon Earthworms; *Lumbricus terrestris*. *Zeitschrift für Tierpsychologie* 52: 171–200
- Macdonald D.; Buesching C. D.; Stopka P.; Henderson J.; Ellwood S.A.; Baker S. E. (2004): Encounters between two sympatric carnivores: Red foxes (*Vulpes vulpes*) and European badgers (*Meles meles*). *Journal of Zoology* 263: 385–392

- Machín P.; Fernández-Elípe J.; Hungar J.; Angerbjörn A.; Klaassen R. H. G.; Aguirre J. I. (2019): The role of ecological and environmental conditions on the nesting success of waders in sub-Arctic Sweden. *Polar Biology* 42: 1571–1579
- Major R.E.; Kendal C.E. (1996): The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: A review of methods and conclusions. *Ibis* 138, 298–307
- Márton M.; Markolti F.; Szabó L.; Kozák L.; Laszki J.; Patkó L.; Heltai M. (2016): Den site selection of the European badger; *Meles meles* and the red fox; *Vulpes vulpes* in Hungary. *Folia Zoologica* 65: 72–79
- Mayfield H. F. (1975): Suggestions for calculating nest success. *The Wilson Bulletin* 87: 456–466.
- McKinnon L.; Berteaux D.; Bêty J. (2014): Predator-mediated interactions between lemmings and shorebirds: A test of the alternative prey hypothesis. *The Auk* 131 (4): 619–628
- McKinnon L.; Berteaux D.; Gauthier G.; Bêty J. (2013): Predator-mediated interactions between preferred, alternative and incidental prey in the arctic tundra. *Oikos* 122: 1042–1048
- Miller B.; Dugelby B.; Foreman D.; Martínez del Río C.; Noss R.; Phillips M.; Soulé M. E.; Terborgh J.; Willcox L. (2001): The Importance of Large Carnivores to Healthy Ecosystems. *Endangered Species update* 18 (5): 202–210
- Mitsch W. J.; Gosselink J. G. (2000): The Value of Wetlands: Importance of Scale and Landscape Setting. *Ecological Economics* 35(1): 25–33
- Murdoch J. D.; Munkhzul T.; Buyandelger S.; Reading R. P.; Sillero-Zubiri C. (2010): Seasonal food habits of corsac and red foxes in Mongolia and the potential for competition. *Mammalian Biology* 75: 36–44
- Needham R.; Odden M.; Lundstadsveen S. K.; Wegge P. (2014): Seasonal diets of red foxes in a boreal forest with a dense population of moose: the importance of winter scavenging. *Acta Theriologica* 59: 391–398
- Nour N.; Matthysen E.; Dhondt A. A. (1993): Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal predators. *Ecography* 16: 111–116
- Pakanen V.-M.; Tornberg R.; Airaksinen E.; Rönkä N.; Koivula K. (2022): The abundance of small mammals is positively linked to survival from nest depredation but negatively linked to local recruitment of a ground nesting precocial bird. *Ecology and Evolution* 12 (9): 1–11

- Panzacchi M.; Linnell J. D. C.; Serrao G.; Eie S.; Odden M.; Odden J.; Andersen R. (2007): Evaluation of the importance of roe deer fawns in the spring–summer diet of red foxes in southeastern Norway. *The Ecological Society of Japan* 23: 889–896
- Pechacek P.; Lindzey F. G.; Anderson S. H. (2000): Autumn and winter diet of the swift fox (*Vulpes velox*) in South-Eastern Wyoming. *Hystrix* 11 (2): 83–87
- Pöysä H.; Jalava K.; Paasivaara A. (2016): Generalist predator, cyclic voles and cavity nests: testing the alternative prey hypothesis. *Oecologia* 182: 1083–1093
- Purger J. (2014): Survey of small mammal fauna in north-western Somogy county (Hungary); based on Barn Owl *Tyto alba* (Scopoli; 1769) pellet analysis. *Natura Somogyiensis* 24: 293–304
- Purger J.; Molnár T.; Lanszki Zs.; Lanszki J. (2023): European Pond Turtle (*Emys orbicularis*) Nest Predation: A Study with Artificial Nests. *Biology* 12 (3): 342
- Purger J.J., Kletecki E., Trócsányi B., Muzinic J., Széles G.L., Lanszki J. (2015): Daily survival rates of eggs in artificial ground and shrub bird nest on small Adriatic Islands. *Ardeola* 62 (2): 383–390.
- QGIS Development Team (2019). Quantum GIS geographic information system. Open-source geospatial foundation project. QGIS Association. <http://qgis.osgeo.org>
- Ribeiro-Silva L.; Perrella D. F.; Biagolini-Jr C. H.; Zima P. V. Q.; Piratelli A. J.; Schlindwein M. N.; Galetti Junior P. M.; Francisco M. R. (2018): Testing camera traps as a potential tool for detecting nest predation of birds in a tropical rainforest environment. *Zoologia* 35: e14678
- Ripple W. J.; Beschta R. L. (2004): Wolves and the Ecology of Fear: Can Predation Risk Structure Ecosystems. *BioScience* 54 (8): 755–766
- Ritchie E.G.; Johnson C. N. (2009): Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters* 12: 982–998.
- Roemer G.; Gompfer M. E.; Valkenburgh B. V. (2009): The Ecological Role of the Mammalian Mesocarnivore. *BioScience* 59:165-173
- Rosalino L. M.; Rosa S.; Santos-Reis M. (2010): The role of carnivores as Mediterranean seed dispersers. *Annales Zoologici Fennici* 47 (3): 195–205
- Šálek M.; Svobodová J.; Bejček V.; Albrecht T. (2004): Predation on artificial nests in relation to the numbers of small mammals in the Krušné hory Mts, the Czech Republic. *Folia Zoologica* 53(3): 312–318

- Scheinin S.; Yom-Tov Y.; Motro U.; Geffen E. (2006): Behavioural responses of red foxes to an increase in the presence of golden jackals: A field experiment. *Animal Behaviour* 71: 577–584
- Schmidt E. (1966): Néhány adat a gyöngybagoly táplálkeozásökológiájához. *Aquila* LXXIII.
- Scott D.M.; Joyce C.B.; Burnside N.G. (2008): The influence of habitat and landscape on small mammals in Estonian coastal wetlands. *Estonian Journal of Ecology* 57: 279–295
- Sillero-Zubiri C.; Hoffmann M.; Macdonald D. W. (2004): Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Canid Specialist Group. Gland; Switzerland and Cambridge; UK.
- Small R. J.; Marcström Y.; Willebrand T. (2006): Synchronous and nonsynchronous population fluctuations of some predators and their prey in Central Sweden. *Ecography* 16: 360–364
- Soe E.; Davison J.; Süld K.; Valdmann H.; Laurimaa L.; Saarma U. (2017): Europe-wide biogeographical patterns in the diet of an ecologically and epidemiologically important mesopredator, the red fox *Vulpes vulpes*: a quantitative review. *Mammal Review* 47: 198–211
- Sonerud G. A.; Fjeld P. E. (1985): Searching and caching behaviour in hooded crows - an experiment with artificial nests. *Fauna Norvegica* 8: 18–23
- Soulsbury C. D.; Iossa G.; Baker P. J.; Harris S. (2008): Environmental variation at the onset of independent foraging affects full-grown body mass in the red fox. *Proceeding of the royal society B: Biological Sciences* 275: 2411–2418
- Southwood T.R.E.; Henderson P. (2000): *Ecological Methods*, Third edition. Blackwell Science, Oxford.
- Söderström B.; Pärt T.; Rydén J. (1998): Different nest predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotones: an experiment and a review. *Oecologia* 117: 108–118
- Stantial M.; Cohen J. B.; Darrah A. J.; Farrell S. L.; Maslo B. (2020): Red Fox Use of Landscapes with Nesting Shorebirds. *Journal of Wildlife Management* 84(10): 1–12
- Stien J.; Yoccoz N. G.; Ims R. A. (2010): Nest predation in declining populations of common eiders *Somateria mollissima*: an experimental evaluation of the role of hooded crows *Corvus cornix*. *Wildlife Biology* 16(2): 123–134.
- Strand O.; Linnell J. D. C.; Krogstad S.; Landa A. (1999): Dietary and Reproductive Responses of Arctic Foxes to Changes in Small Rodent Abundance. *Arctic* 52(3): 272–278
- Suvorov P.; Svobodov J.; Albrecht T. (2014): Habitat edges affect patterns of artificial nest predation along a wetland-meadow boundary. *Acta Oecologica* 59: 91–96

- Szilágyi F. (2007): Vizes élőhelyek. Alkalmazott hidrobiológia pp. 491–518.
- Takács L. (1978): A Kis-Balaton és környéke. Somogyi Almanach pp. 27–29.
- Tambling C. J.; N. L. Avenant; Marine Drouilly; Haemish Ian Melville (2018): The role of mesopredators in ecosystems: Potential effects of managing their populations on ecosystem processes and biodiversity. Livestock predation and its management in South Africa: a scientific assessment. Centre for African Conservation Ecology; Nelson Mandela University; South Campus; University Way; Summerstrand; Port Elizabeth; South Africa. (pp. 205–227)
- Tátrai I.; Mátyás K.; Korponai J.; Paulovits G.; Pomogyi P. (2000): The role of the Kis-Balaton Water Protection System in the control of water quality of Lake Balaton. Ecological Engineering; 73–78.
- Tousignant M. E.; Pellerin S.; Brisson J. (2010): The Relative Impact of Human Disturbances on the Vegetation of a Large Wetland Complex. Wetlands 30: 333–344
- Turchin O.; Hanski I. (2001): Contrasting alternative hypotheses about rodent cycles by translating them into parameterized models. Ecology Letters 4 (3): 267–276
- Varga Gy. et al. (2018): Vizek. In: Kocsis Károly (főszerk.) Magyarország Nemzeti Atlasza – Természeti környezet. Budapest; MTA CSFK Földrajztudományi Intézet. pp. 70–81.
- Varga Z.; Farkas A. (2016): A borz (Meles meles L.) táplálkozásának vizsgálata Komárom-Esztergom megye területén. Erdészettudományi Közlemények 6 (2): 189–197
- Vidéki R. (2010). A Kis-Balaton növényzete és tájtörténete. Molnár C.; Molnár Z.; Varga A. (Szerk.), Válogatás az első tizenhárom MÉTA-túrafüzetből 2003 – 2009. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete. Vácrátót: pp. 398–401
- Vince T. (2022): A Kárpát-medence vízrajza. Termini Egyesület-II. Rákóczi Ferenc Kárpátaljai Magyar Főiskola. pp. 99
- Weber J.-M. (1996): Food selection by adult red foxes *Vulpes vulpes* during a water vole decline. Wildlife Biology 2(4): 283–288
- Weber J.-M.; Meia J.-S.; Meyer S. (1999): Breeding success of the red fox *Vulpes Vulpes* in relation to fluctuating prey in central Europe. Wildlife Biology 5(4): 241–244
- Wilson D. J.; Bromley R. G. (2001): Functional and numerical responses of predators to cyclic lemming abundance: effects on loss of goose nests. Canadian Journal of Zoology 79(3): 525–532
- Wilson G. R.; Brittingham M. C. (1998): How well do artificial nests estimate success of real nests? The Condor 100: 357–364

Yoneda M. (1982): Influence of red fox predation on a local population of small rodents II. Food habits of the red fox. Applied Entomology and Zoology; 17(3): 308–318.

Zhang Y.; Zhou D.; Niu Z.; Xu F. (2013): Valuation of Lake and Marsh Wetlands Ecosystem Services in China. Chinese Geographical Science 23(6):1–10.

Internetes források:

Internet 1: <https://docplayer.hu/39245308-Baja-szeptember-a-szerzok.html> letöltés időpontja: 2023.10.22.

Internet 2: <https://termeszetvedelem.hu/ramsari-egyezmeny/>; 2023.10. 28.

Internet 3: <https://termeszetvedelem.hu/berni-egyezmeny/>; 2023. 10. 28.

Internet 4: <https://www.biodiv.hu/hu/biologiai-sokfeleseseg-egyezmeny/az-egyezmenyrol>; 2023. 10. 28

Internet5:<https://www.vizugy.hu/index.php?module=content&programelemid=56> 2023.11.02.

Internet 6: <https://maps.arcanum.com/hu/map/firstsurvey-hungary/>; 2023.10. 28.

Internet 7: <http://www.kisbalaton.hu/index.php/hu/>; 2023.10. 28.

10. Melléklet

1. melléklet: A Kis-Balaton II. ütemén alkalmazott felmérő vonalak és hosszúságuk.

Vonal száma	Mintavételi vonal (területrész) elnevezése	Hossz (méter)
1	Gurguló (Zala átfolyás)	1200
2	Diás-sziget	600
3	Nádor-csatorna	1100
4	Déli-keresztöltés, keleti vége	1250
5	Déli-keresztöltés, középső szakasz	1700
6	Reptéri saroktól déli irányban	1300
7	Ingói kilátó	1650
8	Balatonhídvég	1100
9	Szemaforos zsilip	1000
10	I-es Terelő-töltés északi vége	1000
11	I-es Terelő-töltés középső szakasza	1000
12	I-es Terelő-töltés déli szakasza	1000
13	Hosszú-sziget	1000
14	Simon-sziget	1300
16	Marótvölgyi-csatorna (Főnyed)	1750
17	Szivattyútelep (Vörs)	1000
Összesen		18950
Átlag		1184
± SE		76

Kivastagítás a tanulmányban kiemelten öt területrészt jelöl.

A vonalhosszúság adatok normál eloszlást mutattak Shapiro-Wilk teszttel ($P > 0,05$).

A vonalak elhelyezkedése a területen belül az **4. ábrán** látható.

2. melléklet: Vonalankénti fotócsapda eredmények összehasonlítása: a hagyományos módszerrel megállapított fészekfosztók, a fényképpel bizonyított fészekpredátorok és a képeken megjelent egyéb predátorok, amik nem fosztották ki a fészkeket.

vonat	év	Fészek típus	Fészek szám	FAP (hagyományos)	FCS-látszik a predáció	FCS- megjelenő ragadozók
Déli-kereszt	2023	talaj	T9	ép	-	borz
Déli-kereszt	2023	bokor	B9	madár	-	nyuszt
Déli-kereszt	2023	bokor	B4	madár	-	róka, vidra
Déli-kereszt	2023	bokor	B3	madár	szajkó	pele
Déli-kereszt	2023	talaj	T7	ép	-	borz, vadmacska
Déli-kereszt	2022	talaj	T11	ép	-	vadmacska, borz, nyuszt, hermelin
Déli-kereszt	2022	bokor	B9	madár	-	
Déli-kereszt	2022	bokor	B8	madár	-	
Déli-kereszt	2021	bokor	B2	varjúféle	-	vadmacska
Déli-kereszt	2021	bokor	B10	varjúféle	szarka	
Déli-kereszt	2021	talaj	T4	ép	-	
Déli-kereszt	2020	talaj	T12	ép/KRE	-	vadmacska
Gurguló	2023	bokor	B2	madár	-	
Gurguló	2023	talaj	T3	róka	-	róka, borz, nyuszt
Gurguló	2023	talaj	T6	közterület fel.	borz	róka
Gurguló	2023	talaj	T12	közterület fel.	-	borz, nyuszt
Gurguló	2023	bokor	B4	madár	szajkó	
Gurguló	2023	bokor	B5	madár	-	
Gurguló	2022	bokor	B12	madár	nyuszt	
Gurguló	2021	bokor	B4	varjúféle	-	
Gurguló	2021	bokor	B6	ismeretlen	-	szajkó
Gurguló	2021	bokor	B8	varjúféle	szajkó	
Gurguló	2021	talaj	T3	varjúféle (majd KRE)	borz	
Gurguló	2021	talaj	T6	KRE	-	KRE, szarka
Gurguló	2020	talaj	T9	KRE	borz	
Hosszú-szg.	2023	talaj	T2	közterület fel.	-	borz, róka
Hosszú-szg.	2023	bokor	B1	madár	szajkó	
Hosszú-szg.	2023	bokor	B5	madár	szajkó	
Hosszú-szg.	2023	bokor	B4	madár	szajkó	
Hosszú-szg.	2023	bokor	B9	ép	-	
Hosszú-szg.	2022	bokor	B1	madár	-	szajkó
Hosszú-szg.	2022	talaj	t4	ismeretlen	róka	vadd, vidra
Hosszú-szg.	2022	bokor	B4	madár	-	
Hosszú-szg.	2022	bokor	B7	madár	-	
Hosszú-szg.	2022	bokor	B3	madár	-	vadmacska
Hosszú-szg.	2022	talaj			-	róka, vidra
Hosszú-szg.	2021	bokor	B3	varjúféle	szarka	
Hosszú-szg.	2021	talaj	T1	ép	-	vaddisznó, róka
Hosszú-szg.	2021	talaj	T2	ép	-	szajkó
Hosszú-szg.	2021	talaj	T4	ép	-	
Hosszú-szg.	2020	talaj	T4	ép	-	róka, szarka, nagyvad
Ingói	2022	bokor	B7	madár	-	
Ingói	2022	bokor	B8	ép	-	
Ingói	2023	talaj	T4	róka	borz	róka, borz, nyuszt
Ingói	2023	bokor	B8	madár	-	
Ingói	2023	talaj	T3	madár	-	macska
Ingói	2023	bokor	B4	madár	-	szarka
Ingói	2023	talaj	T7	madár	-	róka, vidra, szajkó
Ingói	2021	bokor	B3	varjúféle	nyuszt	
Ingói	2021	bokor	B4	varjúféle	szajkó	
Ingói	2021	talaj	T4	ismeretlen	-	róka
Terelő-t.	2023	talaj	T5	ép	-	
Terelő-t.	2023	bokor	B8	közterület fel.	-	nyuszt
Terelő-t.	2023	talaj	T2	ép	-	vadd, róka, vadmacska,
Terelő-t.	2023	bokor	B6	madár	nyuszt	nyuszt, szajkó
Terelő-t.	2023	bokor	B12	madár	szajkó	
Terelő-t.	2022	talaj	T2	ismeretlen	szarka	róka
Terelő-t.	2022	bokor	B5	madár	-	
Terelő-t.	2022	talaj	T5	madár	szarka	róka, szarvas
Terelő-t.	2021	bokor	B3	varjúféle	-	vaddisznó
Terelő-t.	2021	bokor	B9	varjúféle	-	
Terelő-t.	2021	talaj	T8	Róka	vaddisznó	hermelin
Terelő-t.	2020	talaj	T5	ismeretlen	-	vaddisznó
Terelő-t.	2020	talaj	T6	KRE	szarka	vaddisznó
Terelő-t.	2020	talaj	T8	varjúféle	róka	szarka

NYILATKOZAT

a szakdolgozat nyilvános hozzáféréséről és eredetiségéről

A hallgató neve: Gyenizse-Nagy Sára Bodza
A Hallgató Neptun kódja: WYNREU
A dolgozat címe: Ragadozó emlősök jelenlétének és a predációs viszonyok összefüggéseinek vizsgálata a Kis-Balaton területén
A megjelenés éve: 2023
A konzulens intézetének neve: Állattenyésztési Tudományok Intézet
A konzulens tanszékének a neve: Állattenyésztés-technológiai és Állatjólléti Tanszék

Kijelentem, hogy az általam benyújtott szakdolgozat egyéni, eredeti jellegű, saját szellemi alkotásom. Azon részeket, melyeket más szerzők munkájából vettem át, egyértelműen megjelöltem, és az irodalomjegyzékben szerepeltettem.

Ha a fenti nyilatkozattal valótlan állítottam, tudomásul veszem, hogy a záróvizsga-bizottság a záróvizsgából kizár és a záróvizsgát csak új dolgozat készítése után tehetek.

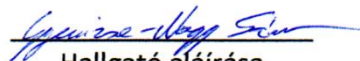
A leadott dolgozat, mely PDF dokumentum, szerkesztését nem, megtekintését és nyomtatását engedélyezem.

Tudomásul veszem, hogy az általam készített dolgozatra, mint szellemi alkotás felhasználására, hasznosítására a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem mindenkori szellemi tulajdon-kezelési szabályzatában megfogalmazottak érvényesek.

Tudomásul veszem, hogy dolgozatom elektronikus változata feltöltésre kerül a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem könyvtári repozitori rendszerébe. Tudomásul veszem, hogy a megvédett és

- nem titkosított dolgozat a védelmet követően
- titkosításra engedélyezett dolgozat a benyújtásától számított 5 év eltelté után nyilvánosan elérhető és kereshető lesz az Egyetem könyvtári repozitori rendszerében.

Kelt: Pécs, 2023. november 4.


Hallgató aláírása

NYILATKOZAT

Gyenizse-Nagy Sára Bodza (név) (hallgató Neptun azonosítója: WYNREU) konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a szakdolgozatot áttekintettem, a hallgatót az irodalmi források korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól tájékoztattam.

A szakdolgozatot a záróvizsgán történő védeésre javaslom / nem javaslom¹.

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem^{*2}

Kelt: Kaposvár, 2023. október 31.



belső konzulens