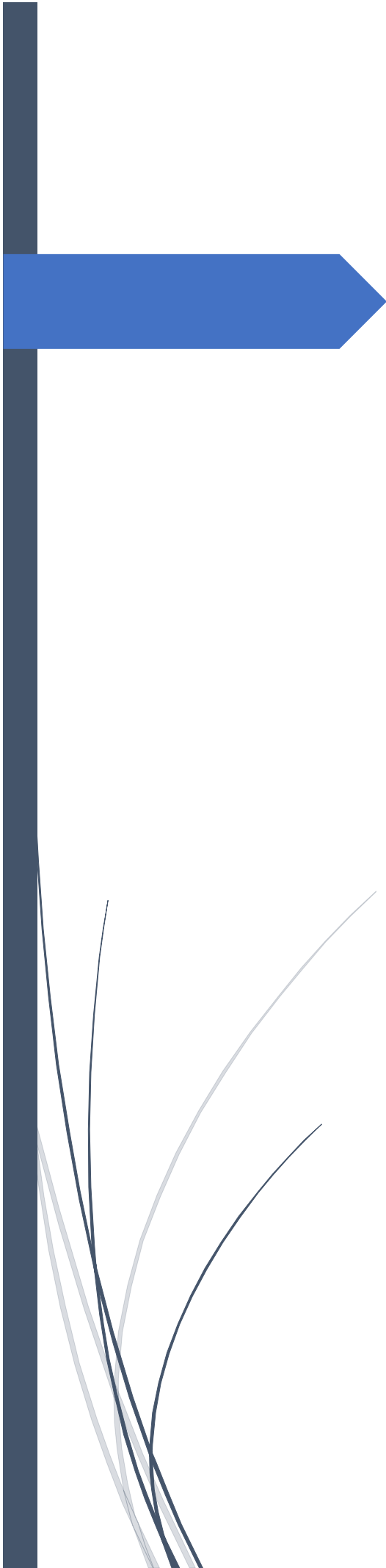




Vízi- és partimadarak kétéves monitoringja a tavaszi vonulási időszakban egy Budapest közeli időszakos vizes élőhelyen

Pénzváltó levélnéző

1	ÖSSZEFOGLALÁS.....	2
2	BEVEZETÉS.....	2
2.1	CÉLKITŰZÉS	2
2.2	TERÜLET.....	3
2.2.1	Elhelyezkedés	3
2.2.2	Éves ciklus és vegetáció	3
3	ANYAG ÉS MÓDSZER.....	4
3.1	MÓDSZER	4
3.2	ELEMZÉSEK MÓDSZERTANA	5
3.2.1	Egyszerű leíró statisztikák.....	6
3.2.2	Vonulási trendek vizsgálata lineáris regresszióval.....	6
3.2.3	Mintavételi alkalmak számának összehasonlítása	7
3.2.4	Korrelációs számítás alkalmazása a terület, vízmélység – fajszám, egyedszám változóknál	8
3.3	CÉLFAJCSOPORT	8
4	EREDMÉNYEK.....	9
4.1	FAJÖSSZETÉTEL	9
4.2	EGYEDSZÁM ÉS FAJSZÁM VÁLTOZÁSAI	9
4.2.1	Leíró statisztikák az egyedszám és fajszám adatokra	9
4.2.2	Partimadár egyedszám és fajszám változása, illetve összesített vonulási trend	10
4.2.3	Bibic (<i>Vanellus vanellus</i>) egyedszám adatai és vonulási trendje	11
4.2.4	Sárszalonka (<i>Gallinago gallinago</i>) egyedszám adatai és vonulási trendje	12
4.2.5	Piroslábú cankó (<i>Tringa totanus</i>) egyedszám adatai és vonulási trendje	12
4.2.6	Böjti réce (<i>Spatula querquedula</i>) 2020-as egyedszám adatai és vonulási trendje	13
4.2.7	Tőkés réce (<i>Anas platyrhynchos</i>) 2020-as egyedszám adatai és vonulási trendje	14
4.3	ABUNDANCIA ÉS KORRELÁCIÓSZÁMÍTÁS (2021).....	14
4.4	MINTAVÉTELI ALKALMAK SZÁMÁNAK ÖSSZEHASONLÍTÁSA (2020)	16
4.5	SZARDÍNIÁN MEGKERÜLT PIROSLÁBÚ CANKÓ (<i>TRINGA TOTANUS</i>).....	17
5	DISZKUSSZIÓ.....	17
6	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	18
7	IRODALOMJEGYZÉK.....	18
8	MELLÉKLETEK	19

1 Összefoglalás

A madarak vonulása régóta foglalkoztatja az embereket. Kezdetben nem tudták, hogy hova tűnnek el a madarak télen, később a gyűrűzés és a telemetria segítségével lassan ismertté váltak a vonulási útvonalak és telelőhelyek. Azonban még ma sem tudunk mindent a természet egyik leglátványosabb és legnagyobb migrációjáról. Manapság a természetvédelem egyik fontos feladata a vonulás során használt pihenőhelyek feltérképezése és megóvása. Számos madárfaj pusztult ki vagy sodródott a kihalás szélére, a telelő- és pihenőterületeik megsemmisülése miatt (pl: *Numenius tenuirostris*, *Calidris pygmaea*) (Yang, és mtsai., 2020). A vízimadarak különösen érintettek ebben. Vonulásuk során egyes fajok különféle időszakos vizes élőhelyeket használnak pihenőhelyül (Niemuth, Estey, Reynolds, Loesch, & Meeks, 2006). Ezek közül a depók közül kérdéses, hogy a másodlagos élőhelyeken: szántóföldeken, ugarokon létrejötteket mennyire használják. Ennek kiderítése érdekében a tavaszi vonulás során a 2020-as és 2021-es évben egy Budapest közeli időszakos vizes élőhelyen átvonuló és megpihenő vízi- és partimadárfajokat monitoroztuk. Az eredmények alapján egy ilyen másodlagos vizes élőhely is rendkívül fontosnak bizonyul a madárvonulásban, bár méretéből adódóan viszonylag kevés vízimadár, de meglepően nagy fajszámban használta depóterületnek. A kutatás során azt is vizsgáltuk, hogy egy vonuláskor végzett monitoring tipikusan felmerülő kérdéseinek megválaszolásához mekkora mintákra, azaz mennyi kiszállásra van szükség. Például egy amatőr felmérő által, heti egy alkalommal végzett monitoring adatainak segítségével milyen kérdésekre kaphatunk választ.

Kulcsszavak: időszakos vizes élőhelyek, monitoring, partimadarak, récék, tavaszi madárvonulás, korrelációs számítás, regressziós számítás

2 Bevezetés

2.1 Célkitűzés

A szárazföld belsejében kialakult vizes élőhelyek igen különleges területek. Rendkívül nagy diverzitásnak adnak otthont és egy adott táj vízgazdálkodásának is szerves részét képezik. A madarak számára nagy jelentőséggel bírnak, ugyanis számos vízi- és partimadárfaj költő-, telelő- vagy vonulás közbeni pihenőhelyül szolgálnak (Haraszthy, 2019) (Skagen, Granfors, & Melcher, 2008). Kiszáradásuk, fragmentálódásuk és átalakulásuk, jelentős problémáját okoz a természetvédelemnek. A vízi- és partimadarak által, a vonulás során használt depó élőhelyek (torkolatok, szikes tavak, üde rétek stb.) eltűnése miatt számos faj mesterséges élőhelyekre, például rizsföldekre vagy sólepárlókra szokott át. Ezen területek jelentősége a madárvonulás

során egyre nő, emiatt védelmük fontos részét képezi egyes partimadarak és récék fajvédelmének (Czech & Parsons, 2002). Azonban az európai, időszakos vizes élőhelyek (belvizek) szerepéről a vízimadárvonulásban igen keveset tudunk, pedig ezen elszigetelt, agrárterületekkel körbevett élőhelyek számos faj számára nyújtanak pihenőhelyet a tavaszi és őszi vonulás során (Niemuth, Estey, Reynolds, Loesch, & Meeks, 2006). A kutatás célja, hogy egy elszigetelt vizes élőhely jelentőségét megvizsgáljuk a tavaszi vonulási időszakban. Továbbá a partimadarak faj- és egyedszámának, illetve a tocsogó maximális vízmélységének és kiterjedésének kapcsolatát felderítsük.

2.2 Terület

2.2.1 Elhelyezkedés

A mintavételi területnek helyet adó belvízfoltrendszer Gyál és Vecsés települések között található (É 47,387852; K 19,253254). A környező települések, utak, csatornák és agrárterületek miatt eléggé elszigetelődött. Területe nagyjából 111,13 hektár (1,11 km²). Geológiaiilag a Pesti hordalékkúp-síkság részét képezi, annak is középső felén helyezkedik el. Kifejezetten homokos, kavicsos terület (Tózsá, 1998). Mikrodomborzati formái lehetővé teszik egy mozaikos, vizes élőhely kialakulását. Azonban a közelben folyó Gyáli-patak (Gyáli(I.)-főcsatorna) mederrendezése óta kizárólag csapadékvizet kap, így csak egy időszakos vizes élőhely jöhetett létre, amely periodikusan kiszárad és feltöltődik, vízgazdálkodása szélsőséges. A mintavétel helyszínéül szolgáló tocsogó a terület délnyugati, Gyál felőli részén található (1. ábra), maximális kiterjedése mintegy 78000 m², maximális vízmélyisége nagyjából 38 cm. A kutatás megtervezése során, azért erre a belvízfolttra esett a választásunk, mert a gyér borítottsága és a mérete miatt a vízi- és partimadarak számára ez a legjelentősebb. Emellett a gyér növényzet miatt itt detektálhatóak legjobban a madarak.

2.2.2 Éves ciklus és vegetáció

A területre jellemző, hogy az apró tengerszint feletti magasságbeli különbségeknek köszönhetően 5 magaslatra (hordalékplató) és alacsonyabban fekvő területekre tagolódik, amelyek bizonyos részei alkalmasak a csapadékvíz összegyűjtésére (1. ábra). Ennek oka a talajszerkezetben keresendő. A homokos, hordaléktalaj nem képes jól megtartani a vizet, ezért a csapadék viszonylag gyorsan a mélyebben fekvő területekre szivárog. Így a platókon természetesen homoki gyeptársulások jönnek létre, míg a mélyebben fekvő „medencékben” üde

gyepek, sásosok, nádasok, esetleg puhafás ligetek (Deil, 2005). A területen fekvő belvízfoltok a jelenleg is folyó emberi hatások következtében nem ezt az állapotot tükrözik. Tavasszal (február-március) nagy mennyiségű csapadék esetén az alacsonyabb részeken 5 belvízfolt jön létre (1. ábra), amelyek nagyjából 2-2,5 hónap alatt szívódnak fel. A náddal és sással borítottakban azonban valószínűleg egész évben marad valamennyi víz. Az északi részen lévő időszakos vizes élőhelyek sással, illetve náddal borítottak, a legészakabban fekvőt üde, lágyszárúakból álló vegetáció borítja (1. ábra). A középső részen elhelyezkedő nagyobb belvízfolt egy része egész évben sással borított, míg a kisebbik intenzíven művelt területen található. A terület keleti felén lévő mélyedésekben üde kaszálórétek és nádassal borított területek vannak. Ezeken a belvizeken kezdetben nagy mennyiségben vannak nyílt vízfelületek, majd a vízszint csökkenésével és a növényzet felnövéseével mozaikosok és végül szinte teljesen zártak lesznek.

A kiszáradást lassító tényező egyes belvízfoltokon a korábbi intenzív mezőgazdasági használat hagyatékai, a mélyszántás nyomai. Ezek sokáig megtartják a vizet, így táplálják a körülöttük felnövő, üde vegetációt, amelyet jellemzően különféle sás fajok (*Carex spp.*) és fiatal nád (*Phragmites australis*) alkot. Április végén vagy május elején a belvizek legnagyobb része teljesen eltűnik és nyárra már csak rendkívül magas fűvű, üde gyepeket találunk, amelyek ideális költőhelyül szolgálnak a fűrnek (*Coturnix coturnix*) és a bíbicnek (*Vanellus vanellus*). Emellett magasabb térszíneken a szegényebb növényzetben vagy a belvízfoltokat körül ölelő szántóföldek szegélyében kis lile (*Charadrius dubius*) tud költeni (Haraszthy, 2019).

A térség korábban intenzív mezőgazdasági tevékenységnek volt kitéve, azonban néhány éve csak kaszálóként hasznosítják mélyebb pontjait. Azonban egy része jelenleg is művelés alá van vonva. A kaszálásnak köszönhetően a nád nem tudja benőni a belvízfoltokat. A szántás közben jelentősen degradálódott gyepeket invazív fajok is kolonizálják, főleg az aranyvesszők (*Solidago spp.*).

3 Anyag és módszer

3.1 Módszer

A felmérés mind a két évben a tavaszi vonulás során zajlott, március 13-a, illetve március 20-a és április 28-a között. 2020-ban összesen 16 alkalommal végeztünk

vonaltanszezt felmérést, azaz megadott nyomvonalon járva számoltuk le az egyes fajok aktuális egyedszámát. A felmérés megkezdése előtt 2020 március 1-én feltérképezés céljából végig jártuk a területet és kijelöltük a transzeztet, így biztosítva volt, hogy minden esetben ugyanaz a terület legyen vizsgálva. A monitoring módszerének kidolgozása során az NBMR módszertana szerint jártunk el (*Báldi, Moskát, & Szép, 1997*). 2021-ben a korábbi év tapasztalatai alapján a felmérést kiegészítettük a központi belvízfolt területének és vízmélységének mérésével és összesen 7 alkalommal látogattuk meg a belvízfoltot 7 napos időközökkel. A 2021-es évben a távcsöves megfigyelést kiegészítettük egy egyszerűbb akusztikai monitoringgal, ugyanis a fajok biztosabb határozása érdekében több, általunk felzavart vagy repülő egyed hangját rögzítettük egy Tascam DR-44WL hangrögzítő és egy Rode NTG-3B segítségével. A hangfelvételeket az Audacity program segítségével utólag dolgoztuk fel, így pontosíthattuk a határozásokat. Ez a módszer sokat segített a cankók határozásában, ugyanis sokszor az ellenfényben felrepülő csapatokat határozása nehézkes, az erdei (*Tringa ochropus*) és a réti cankó (*Tringa glareola*), csak hang alapján volt teljes biztonsággal elkülöníthető.

A kiszállások csökkentésének az volt a célja, hogy kiderítsük milyen időközönként és hány alkalommal szükséges mintavételt végezni a felmerülő kérdések sikeres megválaszolása mellett.

A területmérést egy Dakota 10 műholdas helymeghatározó eszköz, területmérő funkciójával végeztük. A 2021-es évben már egy héttel hamarabb, március 13-án is voltak vonuló csapatokat a területen, így egy héttel korábban kezdtük meg a monitoringot. Emellett a területen a két évben összesen három alkalommal gyűrűzést is folytattunk, amely során az egyik nagyobb belvízfoltot egy hálósorral átfogva fogtunk partimadarakat és jelöltük őket ornitológiai, valamint másodlagos jelölőgyűrűvel (színes gyűrű).

3.2 Elemzések módszertana

Az elemzések két részre oszthatóak. Egyrészt egyszerű leíró statisztikák segítségével igyekeztünk klasszikusan pontos képet adni a különféle változókról. Másrészt részben exploratív célokkal igyekeztünk összetettebb elemzési módszerekkel feltérképezni a kapcsolatokat egyes változók között és meghatározni a mintavételi alkalmak optimális számát az adott kérdések megválaszolására. Az elemzésekben egyes leíró statisztikák és specifikus esetek kivételével kizárólag partimadarak adataival dolgozunk, ugyanis ezen

fajok hasonló vonulási stratégiájuk miatt együtt vizsgálhatóak. A számításokat R-ben (*R Core Team, 2021*) és Excelben végeztük. Az ábrákat R-ben, Excelben és QGIS-ben készítettük. 2020. március 1-én is kilátogattunk a területre és detektáltunk vonuló bíbic csapatokat, de ezt az alkalmat nem vettük bele az elemzésekbe, ugyanis ezek az egyedek nem az intenzív vonulás részét képezik, hanem még a korai átvonulókhöz tartoznak.

3.2.1 *Egyszerű leíró statisztikák*

Az egyedszám és fajszám változások összehasonlítására a minimum, maximum és medián helyzeti, valamint a szórás és terjedelem szóródási mutatókat használtuk. Ezek együttesen jól jellemzik az adott faj jelenlétét a monitoring időszak alatt és a minimális és maximális értékekhez hozzárendelt dátumok segítségével össze lehet hasonlítani például az adott faj vonulási tetőzésének időbeli változását a két év során. Emellett a minimum és maximum ideje között eltelt idő jól szemlélteti a vonulás lefutásának sebességét.

3.2.2 *Vonulási trendek vizsgálata lineáris regresszióval*

A vonulási trendek vizsgálata a vonuló madarak monitorozásának egyik elsődleges feladata. Az általunk vizsgált másodlagos depóterületen a madarak egyed- és fajszáma a vízjáráshoz és táplálékmennyiséghez hasonlóan erősen ingadozott, ezért speciális módszerekhez folyamodtunk. Az egyed- és fajszámok vonulás során természetes, azaz dátum szerinti rendezésben egy elméletben három monoton szakaszra osztható görbét alkotnak. Ezek a növekedés, a tetőzés és a csökkenés. A három szakaszt az elemzésekben célszerű lineárisnak tekinteni (ezzel megfelelő közelítést kapunk a valósághoz és az elemzésekhez elegendő ez a pontosság), így a szakaszok időbeli hossza és meredeksége alapján tudjuk jellemezni a vonulás lefolyását. Egy adott időintervallumban végzett monitoring esetén az általunk illesztett egyenesek meredeksége az idő meghatározottsága miatt elegendő a vonulási trend jellemzésére. A fent leírt elvet követve trendvizsgálatainkat az egyszerű lineáris regresszió I. modelljével végeztük, melyben a napok sorszáma volt a magyarázó, míg az egyed- és a fajszám a függő változó. Az általunk kapott vonulási trendek tetőzése pontszerű volt (éppen ezért a tetőzés vizsgálatára a helyzeti mutatók tökéletesnek adódnak) és a növekedés szakasza nagyon gyorsan lejátszódott, ezért ezek vizsgálata regressziószámítással nem lehetséges vagy nem adódott szignifikánsnak. Emiatt az elemzések során, néhány kivétellel (sárszalonna (2020), fajszám változása (2020), tőkés réce egyedszámváltozása (2020)), csak a csökkenés meredekségét vizsgáltuk és

használtuk össze. Emellett a 2021-es partimadár fajszámánál csak a növekedési szakaszt tudtuk vizsgálni. A vonulási görbe szakaszainak meghatározásánál a maximumot vettük támpontul és az adott regressziós modellbe a természetes (időpont szerinti) rendezésben a maximális érték melletti értéket is belevettük, ha az közel esett a maximumhoz. Például csökkenés esetén a maximum előtti értéktől készítettük a modellt, amennyiben az a szórásdiagramon láthatóan közel volt a tetőponthoz. Az egyed- és fajszámok természetesen nagy szórása miatt a regressziószámításnál a reziduumok túl nagyok adódtak, ezért az értékek 10-es alapú logaritmus transzformált alakját vettük. Emellett egyes változók nagy szórása és kevés értéke miatt több esetben elsődlegesen az exponenciális görbe adódott jobbnak az illesztést követően, de ezt is kiküszöbölte az adatok logaritmikus transzformációja. Értelemszerűen a logaritmus-transzformáció alkalmazhatósága érdekében a 0 értékeket, tehát azt amikor egy fajt nem észleltünk a területen, kihagytuk a regressziós modellekből. Az eredmények tesztelésére a meredekségre vonatkozó vizsgálatot alkalmaztuk, az R *summary()* függvényének segítségével, bár esetünkben a próba ekvivalens a függő változó magyarázó változótól való függésének vizsgálatával (Reiczigel, Harnos, & Solymosi, 2010). Mivel a mintavételeket azonos mintavételi egységen végeztük, de időben diszjunktan, ezért az egyes értékek gyakorlatilag tekinthetők egymástól függetlennek. A regressziószámításhoz az R alapvető könyvtárait használtuk.

3.2.3 *Mintavételi alkalomok számának összehasonlítása*

A szignifikancia, az energia és pénz ráfordítás, valamint a lehető legkisebb mértékű zavarás elérése miatt minden monitoring esetén felmerül a kérdés, hogy hány mintavételi alkalom szükséges minimálisan a kérdéseink sikeres megválaszolásához. Az általunk végzett kétéves felmérés során az első évben 16 alkalommal látogattunk ki a területre néhány napos időközönként véletlenszerűen, ami elég nagy számú kiszállásnak számít és átfogó képet ad a 39 napos monitoring időszakról. Ezzel szemben 2021-ben egy optimális, 7 napos periódusokból álló mintavételi rendszert követtünk, amelyben a 46 napos monitoring időszakban ~7 naponta végeztünk méréseket és transzekteket. A 2021-ben végzett monitoring rendszer az éves helyzeti és szóródási mutatók összehasonlítására tökéletes, de kérdés, hogy a vonulási trendek mennyire hatékonyan elemezhetőek így, ezért a 2020-as adatokból kiválasztottuk azokat, amelyek a 2021-es mintavételi rendszer szerint adódnak és összehasonlítottuk, hogy mennyire tükrözik a valós trendeket és milyen kérdésekre adnak szignifikáns választ. A trendek elemzéséhez

itt is a fent leírt egyszerű, lineáris regresszió I. modelljét alkalmaztuk a függő változó logaritmus transzformációjával (Reiczigel, Harnos, & Solymosi, 2010).

3.2.4 Korrelációs számítás alkalmazása a terület, vízmélység – fajszám, egyedszám változóknál

A regressziószámítás mellett a korrelációs számítás a legelterjedtebb módszer változók kapcsolatának vizsgálatára. 2021-ben az egyed- és fajszám adatok felvétele mellett rögzítettük a maximális vízmélységet és a mintavétel helyéül szolgáló időszakos vizes élőhely területét is. Ezek az adatok további elemzésekre adnak lehetőséget. A fajszám, egyedszám és a terület, maximális vízmélység közötti kapcsolatoknál arra voltunk kíváncsiak, hogy van-e egyáltalán kapcsolat és az milyen erős. Emiatt itt nem regressziószámítást, hanem korrelációs számítást alkalmaztunk, amely a változók között szimmetrikus kapcsolatot feltételez fel. A szórásdiagramok vizsgálatánál a partimadár egyedszám és terület és a partimadár fajszám és vízmélység összeállítást kivéve mindenhol lineáris kapcsolatot tapasztaltunk, ezért a Pearson-féle korrelációs együtthatót alkalmaztuk. A partimadár egyedszám és a tocsogó területe, illetve a partimadár fajszám és a vízmélység kapcsolatánál a Spearman-féle rangkorrelációs együtthatót alkalmaztuk, ugyanis ez a Kendall-féle tauval szemben érzékenyebb a kiugró értékekre, amely az egyedszámadatok természetesen nagy szórása miatt fontos (Reiczigel, Harnos, & Solymosi, 2010). A korrelációs együttható tesztelésére a *cor.test()* függvényt használtuk.

3.3 Célfajcsoport

Az vizsgált területen eddig 112 madárfajt láttunk, amelyek közül a tavaszi monitorozáson 2020-ban 35, míg 2021-ben 19 fajt figyeltünk meg. A monitoring fő célfajai a vízi- és partimadarak voltak, de mellettük a területen tartózkodó ragadozómadarak is leszámolásra kerültek. Az elemzésekbe szinte kizárólag a partimadarak egyedszámai kerültek bele, ugyanis 2021-ben kevés réce tartózkodott a területen. Rendszertanilag ezek a fajok a lilealakúak (*Charadriiformes*), lúdalakúak (*Anseriformes*), tyúkalakúak (*Galliformes*), darualakúak (*Gruiformes*), gödényalakúak (*Pelecaniformes*), gólyalakúak (*Ciconiiformes*), sólyomalakúak (*Falconiformes*) és vágómadáralakúak (*Acciptriformes*) rendjébe tartoznak (del Hoyo, 2020). A fajok legnagyobb része csak átvonul a területen, de néhányuk költ is itt.

Néhány faj a kétéves monitoring során legalább az egyik évben a mintavételi alkalom mindegyikén észlelve lett és nagy terjedelemmel rendelkező adatsort produkált, ezért a vonulási trendjét külön is elemeztük. Ezek a fajok a tőkés (*Anas platyrhynchos*) és a

böjti réce (*Spatula querquedula*) 2020-ban, illetve a piros lábú cankó (*Tringa totanus*), a sárszalonka (*Gallinago gallinago*) és a búbos korcsolya (*Vanellus vanellus*) mindkét évben.

4 Eredmények

4.1 Fajösszetétel

A monitoring helyéül kijelölt területet 2019 nyara óta látogattuk és 2021 nyaráig bezárólag fajlistát vezettünk az itt megfigyelt madárfajokról. Összesen 112 faj került eddig elő, amely egy ilyen kis kiterjedésű élőhelynél meglepően sok. A monitoring során összesen 37 ragadozó, vízi- és partimadárfajt sikerült megfigyelni. A vonuló fajok közül elsősorban rövid- és középtávú vonulók használták a területet depóként, közülük is az országos szinten nagyobb számban átvonulók (búbos korcsolya, sárszalonka, piros lábú cankó, pajzsos cankó). A hosszútávú vonuló fajok érkezésekor azonban már kevésbé volt alkalmas a belvízfoltrendszer, hogy megpihenjenek rajta.

A két éves monitoring során a fajösszetételt tekintve nagy különbségeket tapasztaltunk, ugyanis 2020-ban és 2021-ben eléggé különböző vízjárású volt a tavasz. Míg 2020-ban, bár terület és vízmélység mérés abban az évben nem történt, a hosszútávú vonuló partimadarak és récék is nagyobb számban használták a területet, addig 2021-ben ezek a fajok meg sem jelentek. A 2021-es tavasz olyannyira száraznak bizonyult, hogy a mintavétel helyéül szolgáló belvízfolt április 7-ére majdnem ki száradt és értelemszerűen ez a trendeken és fajszámokon is meglátszik. Míg 2020-ban összesen 35 fajt észleltünk a monitoring alatt, addig 2021-ben mindössze 19-et. Azonban az alacsony vízállás egy-két faj esetén az előző évinél nagyobb egyedszámokat eredményezett. A sárszalonkák 2021-ben sokkal nagyobb számban voltak jelen köszönhetően a kis vízállás okozta sarassá vált tocsogónak. Emellett összességében igaz az a megállapítás, hogy a terület megfelelő depó a sárszalonka fajoknak. Mindkét évben sikerült mindhárom, hazánkban rendszeren előforduló fajt (*Csörgő, és mtsai., 2009*): sárszalonka (*Gallinago gallinago*), kis sárszalonka (*Lymnocyptes minimus*), nagy sárszalonka (*Gallinago media*) megfigyelni a területen, 2020-ban nagy sárszalonka még dürgött is az egyik üde réten.

4.2 Egyedszám és fajszám változásai

4.2.1 Leíró statisztikák az egyedszám és fajszám adatokra

A leíró statisztikák értékeit a 2. táblázat tartalmazza. A minimumoknál előforduló 1 napos eltéréseket az okozza, hogy 2020 szökőév volt. A maximumokat és a hozzájuk tartozó időpontokat megnézve (1. grafikon) azt láthatjuk, hogy 2020-ban mind az

egyedszám, mind pedig a fajszám értékek nagyobbak voltak és számos esetben a maximumok időpontjai korábban voltak 2021-ben, mint az előző évben. Ennek oka az lehet, hogy 2021-ben a monitoring időszak alatt majdnem kiszáradt és végig valamivel kevesebb víz volt a területen. A maximumok és minimumok között eltelt idő az egyedszámoknál jellemzően több volt 2021-ben, mint 2020-ban. Azonban a fajszámoknál pont ellenkezőleg, a maximum és minimum között kevesebb idő telt el vagy a minimum előbb volt, mint a maximum (2. grafikon). A partimadár fajszámánál 2021-ben a monitoring elején és végén is volt minimális érték, de a grafikonon az elsővel számoltunk, ezért tűnik ekkorának a különbség. A korai minimumot az okozhatta, hogy ez az érték még a vonulási időszak elején lett rögzítve, tehát ekkor még kevesebb átvonuló faj jelent meg a területen. A teljes fajszámot tekintve pedig arra lehet következtetni, hogy a késői maximum egy ideális vízállású évben a fajszám görbéjének csökkenő részén foglalna helyet, de az alacsony vízállás és a kiszáradás közeli állapot miatt abban az időszakban, amikor a hipotetikus maximumnak lennie kellett volna ehhez nem volt elég víz a területen.

4.2.2 *Partimadár egyedszám és fajszám változása, illetve összesített vonulási trend*

2020-ban sokkal nagyobb egyedszámban tartózkodtak a területen partimadarak köszönhetően a magas és egyenletes vízállásnak (2. táblázat). A partimadarak egyedszám és fajszámváltozását a 3. és a 4. grafikon mutatja. 2020-ban a több kiszállásnak köszönhetően mind a fajszám, mind pedig az egyedszámban észlelhetőek voltak az apróbb változások is. Például az egyedszám változásának több csúcsúsága arra utal, hogy a madarak nagyobb csapatokban is érkeztek a területre, illetve távoztak onnan (3. grafikon). 2020-ban a fajszám görbéje is több csúcsot mutat, amely a területen tartózkodó fajok számbeli változásának összetettségét mutatja és az rögzített változókkal nehezen magyarázható (4. grafikon). Az egyedszám változásával összevetve azt lehet mondani, hogy kezdetben valószínűleg nagyobb mennyiségben érkeztek meg a tocsogóra a rövid- és középtávú vonulók, majd a vonulás fajszámbeli tetőzésekor, amikor már a hosszútávú vonulók egyedszáma is tetőzött, a terület már a kevesebb egyedet volt képes eltartani.

A regressziós modellekből adódó meredekségek közül az egyedszám mindkét évben nagyjából hasonló meredekséget követett a csökkenés során (5. és 6. grafikon), 2020-ban $B_1 = -0,0372 \pm 0,002$ ($p < 0,0001$), míg 2021-ben $B_1 = -0,0291 \pm 0,006$ ($p = 0,0084$). A 2020-ban tapasztalt meredekebb csökkenés magyarázata az egyedszám későbbi tetőzése

és az átlagosan magasabb értékei. A fajszámokra vonatkozó regressziós modellek nem adódtak szignifikánsak. A fajszámok dátumtól való függése, ahogy már korábban említettük, összetettebb kapcsolat, amelyet valószínűleg az egyszerű mennyiségi trendek mellett a tocsogó, mint élőhely állapota (mennyi fajnak szolgál optimális depóként) és az egyes fajok vonulási tetőzésének, illetve trendjének különbsége befolyásol. Tehát kijelenthető, hogy a fent leírt vonulási trendvizsgálati módszer nem alkalmazható a fajszám adatokra, csak az egyedszámokra.

4.2.3 *Bíbic (Vanellus vanellus) egyedszám adatai és vonulási trendje*

A teljes monitoring során a bíbic volt a leggyakoribb és legnagyobb egyedszámban előforduló faj. A bíbicnek mind a vonulásában, mind a költésében fontos szerepet játszanak a másodlagos vizes élőhelyek, ezért a faj fontos szerepet tölt be ezeknek a belvizes jellegű tocsogóknak a tápanyagkörforgásában. A bíbic olyan nagy számban volt jelen a teljes monitoring alatt, hogy vonulási görbéje nagyjából megegyezik az összes partimadár egyedszámváltozásának görbéjével. A bíbic egyedszámának maximumát 2020-ban 100 (2020.03.24.), míg 2021-ben 77 (2021.03.20.) példány jelentette. A vonulási görbék tetőzése, tehát nagyjából ugyanakkor volt mindkét évben. A két évet összehasonlítva itt is azt kapjuk, hogy a 2021-es évben jóval kisebb egyedszámban volt jelen a területen. A monitoring időszak vége felé már a költő példányok jelenléte sem kizárható a néhány vonuló mellett. 2020-ban a bíbic egyedszámváltozása enyhén többszűcsű volt, ami arra utal, hogy az egyedek folyamatos ki- és beáramlása mellett csapatosan is átvonultak (7. grafikon). Az egyedszámok tetőzését követő drasztikusabb csökkenések (főleg 2020-ban) alátámasztják azt az elképzelést, amely szerint hazánkban nagyobb számban vonulnak keresztül az északkeleti populációk madarai is, amelyek március vége felé érik el a Kárpát-medencét, majd viszonylag rövid idő alatt tovább is vonulnak (Csörgő, és mtsai., 2009). Az ezt követően észlelt madarak már valószínűleg csak a Közép-Európai állományokból származnak, így ezek átvonulása és szétszóródása költő területeken valamivel lassabb lefolyású.

Az egyedszám-csökkenési szakasz elemzése során hasonló meredekségi értékeket kaptunk. 2020-ban $B_1 = -0,0313 \pm 0,002$ ($p < 0,0001$, $n=14$), míg 2021-ben $B_1 = -0,0278 \pm 0,005$ ($p = 0,0047$, $n=6$). A meredekségek közötti különbség oka az, hogy 2021-ben alacsonyabb egyedszámmal és egy nagyon kicsivel korábban volt a tetőzés, de a

különböző mintaelemszámok is beleszólhatnak. Összességében elmondható, hogy 2021-ben az alacsony vízállás ellenére a bíbicek közel ugyanazt a vonulási trendet követték a vizsgált területen (8. és 9. grafikon).

4.2.4 *Sárszalonka (Gallinago gallinago) egyedszám adatai és vonulási trendje*

A sárszalonka azon kevés faj egyike, amelyek 2021-ben nagyobb egyedszámban voltak megfigyelhetők az általunk vizsgált területen. Nekik kedvezett az alacsonyabb vízállás és az így sárosabbá vált terület. Megfigyelt egyedszámának maximuma 2020-ban 54 (2020.04.01.), 2021-ben 40 (2021.03.26.) példány volt, de a 2021-es évben összességében nagyobb példányszámokat észleltünk belőle. A sárszalonka rendkívül nehezen detektálható faj, emiatt furcsa vonulási trendjeit és olykor tömeges megjelenését fenntartásokkal kell kezelni. 2020-ban átlagosan csak néhány példányt észleltünk a fajból, azonban voltak kiugró értékek, amiket újra nagyon kis egyedszámok követtek. Ez utalhat arra, hogy a faj erősen csoportosan vonul, de nehéz észlelhetősége miatt könnyen lehet, hogy csak a felmérés során több alkalommal elkerültük őket. Ezzel szemben 2021-ben egyenletesen magas egyedszámokat tapasztaltunk és szélsőséges ingadozásokat nem észleltünk. Ez persze annak is köszönhető, hogy 2021-ben kevesebb alkalommal végeztünk transzekteket, de átlagosan magasabb egyedszámokat figyeltünk meg, ami alátámasztja a nagyobb számú jelenlétet a vonulás alatt 2021-ben (10. grafikon). 2021-ben a bíbichez hasonlóan ennél a fajnál is olyan hangsúlyos a jelenlét, hogy az egyedszámváltozás nagyjából megegyezik az összesített egyedszámváltozással.

A sárszalonka vonulási trendjét 2020-ban két, egy növekvő és egy csökkenő szakaszra bontva elemeztük, azonban a természetesen nagy ingadozások miatt egyik sem bizonyult szignifikánsnak. Ezzel szemben 2021-ben az összesített egyedszámhoz hasonló, szignifikáns meredekségi értéket kaptunk. 2020-ban a csökkenés meredeksége: $B_1 = -0,0317 \pm 0,015$ ($p = 0,0572$; $n=11$), míg 2021-ben: $B_1 = -0,0284 \pm 0,008$ ($p = 0,027$; $n=6$). Bár nem szignifikáns a nagy ingadozások miatt, de 2020-ban jóval nagyobb meredekséget kaptunk, mint 2021-ben és az egyedszámok alapján úgy látszik, hogy 2021-ben a terület ideálisabb volt a sárszalonkáknak ugyanis stabilabban, nagyobb mennyiségben voltak jelent.

4.2.5 *Pirosládú cankó (Tringa totanus) egyedszám adatai és vonulási trendje*

A sárszalonkával ellentétben a pirosládú cankó az egyik, kimutathatóan nagy negatív kontrasztot mutató faj, ugyanis 2020-hoz képest, amikor majdnem minden felmérési alkalommal észleltük és volt, hogy 65 példányos egyedszámot is elért, 2021-ben nagyon

rövid idő alatt átvonult a területen és az előző évhez képest nagyon kis számban. Míg 2020-ban a maximális egyedszám 65 (2020.03.24.) példány volt, addig 2021-ben csak 27 (2021.03.26.). A piroslábú cankók egyedszáma kezdetben hasonló volt mindkét évben és a tetőzés időpontja is megegyezik gyakorlatilag, azonban 2020-ban március közepén drasztikus növekedés, majd fokozatos csökkenés volt tapasztalható, míg 2021-ben az kis egyedszámú tetőzést drasztikus csökkenés követte és a későbbi monitoring alkalmakkor már csak 1-2 példányt észleltünk (13. grafikon).

A 2021-es drasztikus egyedszámcsökkenést a meredekségek értékei is alátámasztják (14. és 15. grafikon), bár csak a 2020-as adatokból volt számítható szignifikáns érték (3. táblázat). A meredekség 2020-ban $B_1 = -0,0354 \pm 0,002$ ($p < 0,0001$, $n=13$), 2021-ben $B_1 = -0,0464 \pm 0,008$ ($p = 0,0675$, $n=4$) volt. 2020-ban a két legnagyobb egyedszámban előforduló madárfaj a piroslábú cankó volt és a búbos. A két faj vonulásának menetét vizsgálva azt látjuk, hogy mindkét faj ugyanakkor érte el egyedszámának maximumát, de ezt követően a piroslábú cankónál valamivel szigorúbb csökkenés volt tapasztalható, amit a regressziókból adódó meredekségek is mutatnak (3. táblázat). Ezzel szemben a búbosnál a kezdeti, meredekebb csökkenés hamar ellaposodott (7. grafikon). Ez azt az elképzelést támasztja alá, hogy a piroslábú cankókból nagy egyedszámban vonultak át Észak-, illetve Északkelet-Európában költő egyedek is, amelyek átvonulása intenzívebb volt, mint a később észlelt, valószínűleg a Kárpát-medencében költő madarak szétszóródása a költőterületen (Csörgő, és mtsai., 2009) (13. grafikon).

4.2.6 Böjti réce (*Spatula querquedula*) 2020-as egyedszám adatai és vonulási trendje

Ahogy azt már korábban említettük a récék számára az alacsony vízállás miatt nem volt kedvező a 2021-es év. Böjti récét 2021-ben a monitoring során nem is észleltünk, míg 2020-ban egész nagy számban voltak jelen a monitoring időszakban. A böjti réce vonulása során a partimadarakkal ellentétben nem fokozatos, hanem periodikusan magas egyedszámokat mutatott, amely arra utal, hogy a területre nagyobb vonuló csapatok érkeztek, majd vonultak tovább (Guillemain, Fritz, Klaassen, Johnson, & Hafner, 2004). Egyedszámának maximuma (21 pd.) április 1-ére esik, azonban március 21-én is észleltünk 20 egyedet a területen (16. grafikon). A böjti réce 2020-as egyedszámváltozása arra enged következtetni, hogy az afrikai telelőterületekről visszaérkező madarak kisebb, 15-20 egyedes csapatokban jelentek meg a területen március közepe és április eleje között, majd az egyedszámuk gyorsan csökkenni kezdett és az április közepe környékén észlelt madarak már valószínűleg a hazai költőpopuláció

egyedei voltak (Csörgő, és mtsai., 2009). A tetőzést követő gyors egyedszámcsökkenést a regressziós modellekből számított meredekség is szignifikánsan mutatja, $\beta_1 = -0,0960 \pm 0,014$ ($p = 0,0025$, $n=6$) (17. grafikon).

4.2.7 Tőkés réce (*Anas platyrhynchos*) 2020-as egyedszám adatai és vonulási trendje

A bőjti récéhez hasonlóan a tőkés réce is csak a 2020-as évben fordult elő számottevő egyedszámban a területen. Ennek a fajnak az összetett, parciális vonulási stratégiája következtében nehezen interpretálhatóak az egyedszám adatai. Március közepén nagyobb egyedszámban észleltük a fajt, amely valószínűleg egy vonulási hullám eredménye volt, ugyanis a telelő madarak elvonulása miatt ilyenkor kisebb egyedszámokat kellene tapasztalnunk (Csörgő, és mtsai., 2009), de az is elképzelhető, hogy csak a környéken állandóan jelenlévő (rezidens) egyedek jelentek meg a korábbihoz képes nagy egyedszámban. Ezt követően komoly csökkenés tapasztalható, amelyet, április elején egy újabb drasztikus növekedés követett (18. grafikon). Ennek oka lehetséges, hogy egy újabb, késői vonulási hullám volt, bár továbbra is figyelembe kell venni, hogy spontán is megjelenhet a környéken költő párokból álló táplálkozó csapat, azonban a maximum után szignifikáns csökkenést tapasztaltunk, amelynek meredeksége $-0,0367 \pm 0,011$ -nek ($p = 0,0132$, $n=9$) adódott, de ennek oka a belvízfolt fokozatos kiszáradása is lehet (19. grafikon).

A tőkés récénél tudtuk vizsgálni az egyedszámok növekedési szakaszának meredekségét is, azonban a modellben számított érték nem adódott szignifikánsnak (3. táblázat). A tőkés réce egyedszámváltozásából az szűrhető le, hogy a madarak a bőjti récéhez hasonlóan csapatosan látogatják a területet és a helyi költőállománynál feltehetőleg nagyobb számban is megjelennek, ami azonban nem feltétlenül jelenti azt, hogy vonulókat észleltünk.

4.3 Abundancia és korrelációszámítás (2021)

A 2021-es évben a klasszikus egyedszám és fajsza szám változók mellett exploratív céllal felvettük a monitoring helyéül szolgáló időszakos vizes élőhely területét és a maximális vízmélységét. A terület ismeretében a partimadár egyedszám és a terület (m^2) hányadosaként abundanciát számítottunk, amelynek trendje az összesített partimadár egyedszám időbeli változásával gyakorlatilag ekvivalens (22. grafikon). Ezt a feltevést támasztja alá, hogy a logaritmus-transzformált abundancia időbeli csökkenésére végzett regressziós számításban kapott meredekség nagyjából megegyezik, bár valamivel kisebb, a logaritmus-transzformált egyedszám – dátum regressziós modellben adódó

meredekséggel: $\beta_1 = -0,0201 \pm 0,006$ ($p = 0,0226$, $n=6$) (23. *grafikon*). A meredekségek közötti különbség részben a területmérés mérési hibájából adódik, illetve abból, hogy a terület és egyedszám adatok nem állíthatók elő egymásból, azaz nem adható meg egyik a másik segítségével, egy hozzárendelési szabállyal, hanem a véletlen játéka és más változók hatása miatt vannak köztük kisebb-nagyobb eltérések. Az abundancia lehetővé teszi, hogy az általunk vizsgált területet más depókkal hasonlítsuk össze, ezáltal térbeli eltérések kimutatására alkalmas érték.

A maximális vízmélység, a terület, a partmadarak egyedszáma és fajszáma közötti kapcsolatot korrelációs számítással vizsgáltuk, melynek eredményeit a 4. táblázat tartalmazza. A korrelációs együtthatók közül csak a vízmélység-terület és a terület-egyedszám kapcsolatot számszerűsítő érték adódott szignifikánsnak. Az eredmények alapján a vízmélység és a terület között szoros, pozitív lineáris kapcsolat van $r_p = 0,922$ ($p = 0,0031$, $n=7$) (24. *grafikon*). A terület és a vízmélység közötti erős kapcsolat egy ilyen típusú élőhely esetén várható, ugyanis a meder nem tartalmaz nagyobb mélyedéseket, egyedül az egykori mélyszántás nyomaként megmaradt barázdák jelentik a gyakorlatban sík felszín mélyebb árkait. Ennélfogva a maximális vízmélység és a tocsogó területének változása szinte teljesen ugyanazt a trendet mutatja (25. *grafikon*).

Az egyedszám és a terület között is erős pozitív kapcsolat adódott: $r_s = 0,857$ ($p = 0,0238$, $n=7$), amely azonban nem lineáris, hanem sokkal inkább exponenciális trendet mutat (26. *grafikon*). A terület és az egyedszám is természetes, hogy erősen korrelált, ugyanis az élőhely eltartóképessége, amely arányos a kiterjedésével nagyban befolyásolja, hogy hány egyed használhatja hatékonyan depóként a vonulása során. Azonban a két változó exponenciális kapcsolata érdekes eredmény, amely valószínűleg nem annak köszönhető, hogy az élőhely növekedésével exponenciálisan változna az eltartóképessége, hanem annak, hogy az összesített egyedszám vonulási tényezők által befolyásolt változása exponenciális trendre hajaz. Tehát a depó kiterjedése önmagában nem befolyásolja olyan számottevően az egyedszámváltozást, amennyiben nem drasztikus a terület és a vízmélység változása. Az erős korreláció mégis annak köszönhető, hogy a terület csökken a kiszáradás miatt, emellett az eltartóképessége is csökken (ezt más aspektusok, mint a vegetáció felnövése és a táplálék mennyisége is befolyásolják, amelyek azonban szintén összefüggésben vannak a területtel és a vízmélységgel, ebből adódóan az eltartóképesség elvont mennyiség), de az észlelt egyedszámok is csökkennek a vonulás miatt az idő előrehaladtával (27. *grafikon*).

Az egyedszám és a maximális vízmélység között elég erős lineáris kapcsolat adódott, $r_p = 0,762$ ($p = 0,0463$, $n=7$) ezt azonban nem fogadtuk el szignifikánsnak. Ennek ellenére óvatosan kijelenthető, hogy a vízmélység a tocsogó területénél kevésbé áll a erős kapcsolatban a partmadarak egyedszámával és a meglévő kapcsolat nagyrésze is a vízmélység és a terület korreláltságából fakad (28. grafikon). 2021-ben kis egyedszámban voltak a területen récék, az ő egyedszámukat valószínűleg jobban befolyásolja a maximális vízmélység. A fajszám sem a területtel sem, a maximális vízmélységgel nem mutatott szignifikáns korrelációt. Szakmai tekintetben ezeknek a változóknak azonban a korreláltsága nem releváns és nehezen értelmezhető (4. táblázat).

4.4 Mintavételi alkalmak számának összehasonlítása (2020)

A kutatásunk fontos célja volt, hogy megvizsgáljuk, hogy egy viszonylag kevés zavarással járó, önkéntes felmérő által is kényelmesen végezhető mintavételi rendszer adatai elég információt szolgáltatnak-e a trendek elemzéséhez (29. grafikon). A regressziós modellek alapján a szelektált és a nem szelektált egyedszám adatokból szignifikáns meredekségeket tudunk számítani, amelyek gyakorlatilag nem térnek el egymástól (30. és 31. grafikon). 6 mintavételi alkalom esetén a meredekség $B_1 = -0,0383 \pm 0,003$ ($p = 0,001$, $n=5$), míg 16 mintavételi alkalom esetén $B_1 = -0,0372 \pm 0,002$ ($p < 0,0001$, $n=14$). Ezek alapján óvatosan kijelenthető, hogy az egyszerű vonaltranszektes távcsöves monitoring ~7 napos időközönként végezve is megfelelően tükrözi az adott területen átvonuló madárfajok vonulási görbáját. Ez többek között azért is előnyös, mert a vonulási görbe meredeksége nem csak évek, hanem területek összehasonlítására is alkalmas (mint az abundancia) és az, hogy ilyen kis mintából is szignifikáns, illetve szakmailag releváns értékeket tudunk számítani lehetőséget ad arra, hogy a vonulási trend eltéréseit, mint kérdéseket felvegyük a nagyobb monitoringokba is. Természetesen itt sem lehet teljesen általánosítani, ugyanis a vonulás lineáris elemekre való felosztása miatt a monitoringunknak legalább az egyik szakaszt le kell fednie több adattal, ahhoz, hogy összehasonlítható és szignifikáns eredményeket kapjunk. Például, ha 7 naponta végzünk felméréseket 42 napon keresztül és a vonulás tetőzése pont a monitoring időszakának közepére esik akkor valószínűleg egyik szakaszból sem kapunk szignifikáns eredményeket. A korábban már többször említett okok miatt a fajszám természetesen szelektált értékekkel sem bizonyult szignifikánsnak, azonban itt is hasonló értékek jöttek ki, bár inkább csak nagyságrendileg egyeznek. 6 mintavételi alkalom esetén $B_1 = -0,0115 \pm 0,009$ ($p = 0,3113$, $n=5$), míg 16 mintavétel esetén $B_1 = -0,0163 \pm 0,007$ ($p = 0,0579$, $n=16$). Talán más változók rögzítésével (pl: vegetációs értékek) vagy összetettebb

analitikai módszerekkel (pl: fajösszetétel változásának részletes elemzése) a fajszám összefüggései is feltárhatóak egy monitoring eredményeiből, de a klasszikusan rögzített változók nem elegendők ezen bonyolult kapcsolatok vizsgálatához.

4.5 Szardínián megkerült piroslábú cankó (*Tringa totanus*)

2021.03.27-én több társával és sárszalonnákkal együtt jelöltünk egy második naptári évnél idősebb (2+) piroslábú cankót, amely a 2021-es maximális egyedszám idején tartózkodott a területen. A madarat őszi vonulása során a színes gyűrűje alapján leolvasták 2021.10.05-én a Szardínia délnyugati csücskénél található San Pietro szigeten található Carloforte melletti sólepárlón, a gyűrűzés idejétől számítva 192 napra és helyétől 1274 km-re (3. ábra). A madár ezt követően valószínűleg az Észak-Afrikai telelőterületekre vonult tovább. Ennek a madárnak az észlelése is bizonyítja, hogy egy ilyen kis másodlagos vizes élőhely is nagy jelentőséggel bír a madárvonulásban. Az ezek alapján megismert vonulási útvonal szerint az egyed származhat a hazai, de akár északabbi populációkból is (Csörgő, és mtsai., 2009).

5 Diszkusszió

A parti- és vízimadarak természetes élőhelyeinek eltűnése miatt egyes fajok elkezdtek átszokni mesterséges élőhelyekre, rizsföldekre, sólepárlókra, lecsapolt halastavakra és belvizekre, így ezen élőhelyek jelentősége a természetvédelemben egyre nő (Czech & Parsons, 2002). Ettől függetlenül mind Magyarországon, mind Európában elég kevés kutatás irányul a mesterséges élőhelyek vonulásban betöltött szerepének vizsgálatára. Időszerű, tehát (vecsési belvízfoltrendszer jelentőségének ismeretében) a vonulási időszak alatt nagyobb régiókra kiterjedő monitoringokat folytatni, ugyanis a vonuló madárfajok védelme éppen olyan fontos a vonulási depókon, mint a költőterületen (Calhoun, és mtsai., 2017). Emellett távlatokban gondolkodva egy ilyen mértékű adaptációs folyamat hosszútávú dokumentálása nagyon értékes adatokkal láthat el minket, a partimadarak konzervációbiológiáját tekintve (Mathot, Piersma, & Elnor, 2018).

A technológia fejlődésével azonban a monitorozási módszereket is meg kell reformálni. A Magyarországon jelenleg legelterjedtebb távcsöves megfigyeléshez kapcsolódó módszereket ki lehetne bővíteni akusztikai monitoringgal vagy hőterképezéssel. Míg elemzések és kérdésfeltevés szintjén többváltozós elemzésekkel és összetettebb hipotézisekkel, amelyek nem csak az egyedszámok változására koncentrálnak, hanem igyekeznek kapcsolatot találni a trendek és a környezet változásai között. A különböző területek, évek és időszakok összehasonlítására hatékony elemzési módszer az általunk

használt, a vonulási görbét 3 szakaszra bontani képes lineáris regresszió emellett az abundancia, amelynek felvételezésére cikkünkben mutattunk egy használható példát.

6 Köszönetnyilvánítás

Köszönet Nagy Leventének, Nyáry Zsigmondnak, Csopják Tamásnak, Dr. Koleszár Balázsnak és Csontos Csabának, amiért a monitoring időszakban összesen 3 alkalommal gyűrzési tevékenységet folytattak a területen, illetve segítségemre voltak a felmérésben is. Ez a kutatás a nem valósulhatott volna meg a Nemzeti Tehetségprogram Támogatása nélkül: -NTP-NFTÖ-20-B-0099.

7 Irodalomjegyzék

- Báldi, A., Moskát, C., & Szép, T. (1997). *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX. Madarak*. Budapest: Magyar Természettudományi Múzeum.
- Calhoun, A., Mushet, D., Bell, K., Boix, D., Fitzsimons, J., & Isselin-Nondedeu, F. (2017). Temporary wetlands: challenges and solutions to conserving a 'disappearing' ecosystem. *Biological Conservation*, 211., 3-11.
- Czech, H., & Parsons, K. (2002). Agricultural wetlands and waterbirds: A review. *Waterbirds*, 25., 56-65.
- Csörgő, T., Karcza, Z., Halmos, G., Magyar, G., Szép, T., Bankovics, A., . . . Schmidt, E. (2009). *Magyar madárvonulási atlasz*. Budapest: Kossuth kiadó.
- Deil, U. (2005). A review on habitats, plant traits and vegetation of ephemeral wetlands - A global perspective. *Phytocoenologia*, 35., 533-706.
- del Hoyo, J. (2020). *All the Birds of the World*. Barcelona: Lynx Edicions.
- Dias, M., Lecoq, M., Moniz, F., & Rabaça, J. (2014). Can human-made salt pans represent an alternative habitat for shorebirds? Implications for a predictable loss of estuarine sediment flats. *Environmental Management*, 53., 163-171.
- Gallo-Orsi, U., & Boere, G. (2001). The slender-billed curlew *numenius tenuirostris*: Threats and conservation. *Acta Ornithologica*, 36., 73-77.
- Guillemain, M., Fritz, H., Klaassen, M., Johnson, A., & Hafner, H. (2004). Fuelling rates of garganey (*Anas querquedula*) staging in the Camargue, southern France, during spring migration. *Journal of Ornithology*, 145., 152-158.
- Haraszthy, L. (2019). *Magyarország fészkelő madarainak költésbiológiája* (1.. kötet). Csákvár: Pro Vértes Nonprofit Zrt.
- Mathot, K., Piersma, T., & Elner, R. (2018). Shorebirds as Integrators and Indicators of Mudflat Ecology. In P. Beninger, *Mudflat Ecology, Aquatic Ecology Series* (7.. kötet, old.: 309-338). Cham: Springer.
- Niemuth, N., Estey, M., Reynolds, R., Loesch, C., & Meeks, W. (2006). Use of wetlands by spring-migrant shorebirds in agricultural landscapes of North Dakota's Drift Prairie. *Wetlands*, 26, 30-39.

R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria.
Forrás: <https://www.R-project.org>

Reiczigel, J., Harnos, A., & Solymosi, N. (2010). *Biostatisztika nem statisztikusoknak*. Nagykovácsi: Pars Kft.

Skagen, S., Granfors, D., & Melcher, C. (2008). On determining the significance of ephemeral continental wetlands to North American migratory shorebirds. *The Auk*, 125., 20-29.

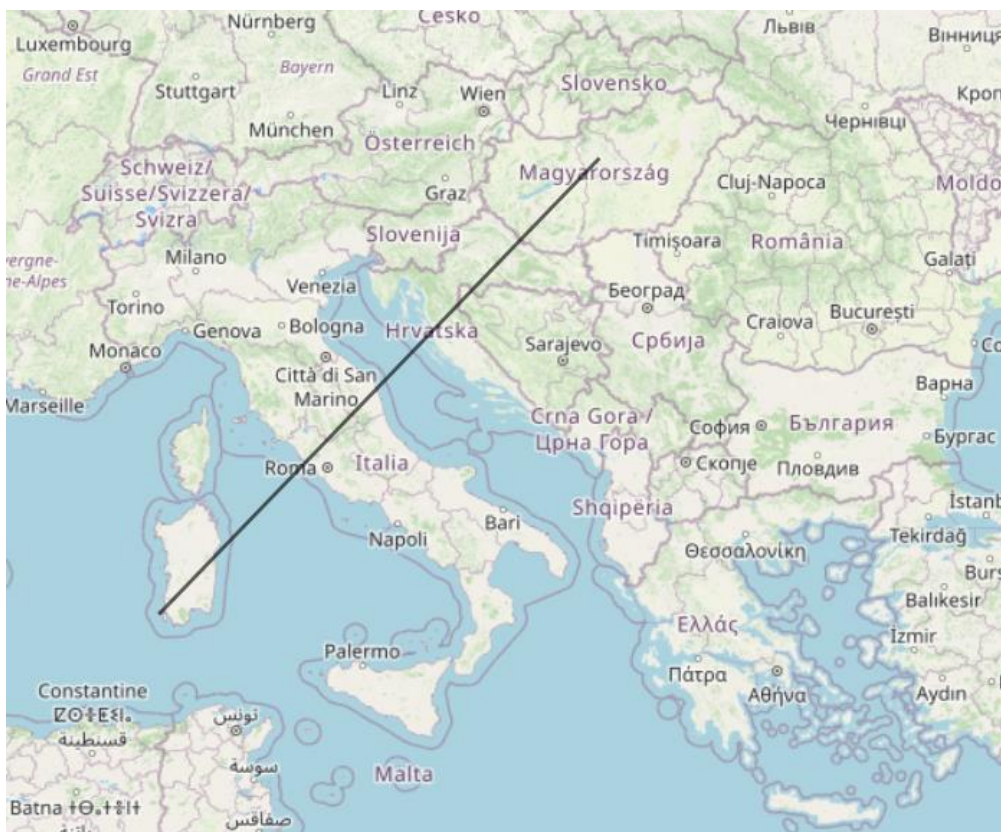
Tózsza, I. (1998). Tájképi homogenitás Magyarországon. *Földrajzi Értesítő*, 47, 432-445.

Yang, Z., Lagassé, B., Xiao, H., Jackson, M., Chiang, C., Melville, D., . . . Choi, C. (2020). The southern Jiangsu coast is a critical moulting site for Spoon-billed Sandpiper *Calidris pygmaea* and Nordmann's Greenshank *Tringa guttifer*. *Bird Conservation International*, 30, 649-660.

8 Mellékletek



1.ábra: A terület mikrodomborzati felépítése



2. ábra: Szardínián leolvasott piroslábú cankó elmozdulása a gyűrűzés helyéhez képest

KORRELÁCIÓSZÁMÍTÁS	Módszer
vízmélység és terület 2021 (n=7)	Pearson
partimadár egyedszám és terület 2021 (n=7)	Spearman
partimadár fajszám és terület 2021 (n=7)	Pearson
partimadár egyedszám és vízmélység 2021 (n=7)	Pearson
partimadár fajszám és vízmélység 2021 (n=7)	Spearman

1.táblázat: Korrelációs számítás módszerei

	Minimum	Év napja	Maximum	Év napja	Terjedelem	Szórás	Medián
egyedszám 2020	15	119	650	84	635	167,02	129,5
egyedszám 2021	11	118	151	79	140	53,27	47
partimadár egyedszám 2020	11	119	290	84	279	78,35	83
partimadár egyedszám 2021	8	118	142	79	134	49,65	36
fajszám 2020	4	119	18	86	14	4,60	13
fajszám 2021	4	118	12	111	8	3,15	8
partimadár fajszám 2020	2	119	9	98	7	1,59	5,5
partimadár fajszám 2021	3	72, 118	7	112	4	1,51	4
bíbic egyedszám 2020	6	119	100	84	94	25,96	34,5
bíbic egyedszám 2021	4	118	77	79	73	26,12	18
piroslábú cankó egyedszám 2020	0	119	65	84	65	19,85	17,5
piroslábú cankó egyedszám 2021	0	72, 105, 118	27	85	27	11,02	1
sárszalónka egyedszám 2020	0	84	54	92	54	13,07	5
sárszalónka egyedszám 2021	2	118	40	85	38	14,58	14
tőkés réce egyedszám 2020	0	119	22	97	22	6,57	10
bőjtő réce egyedszám 2020	0	104, 108, 112, 115, 119	21	92	21	7,75	5

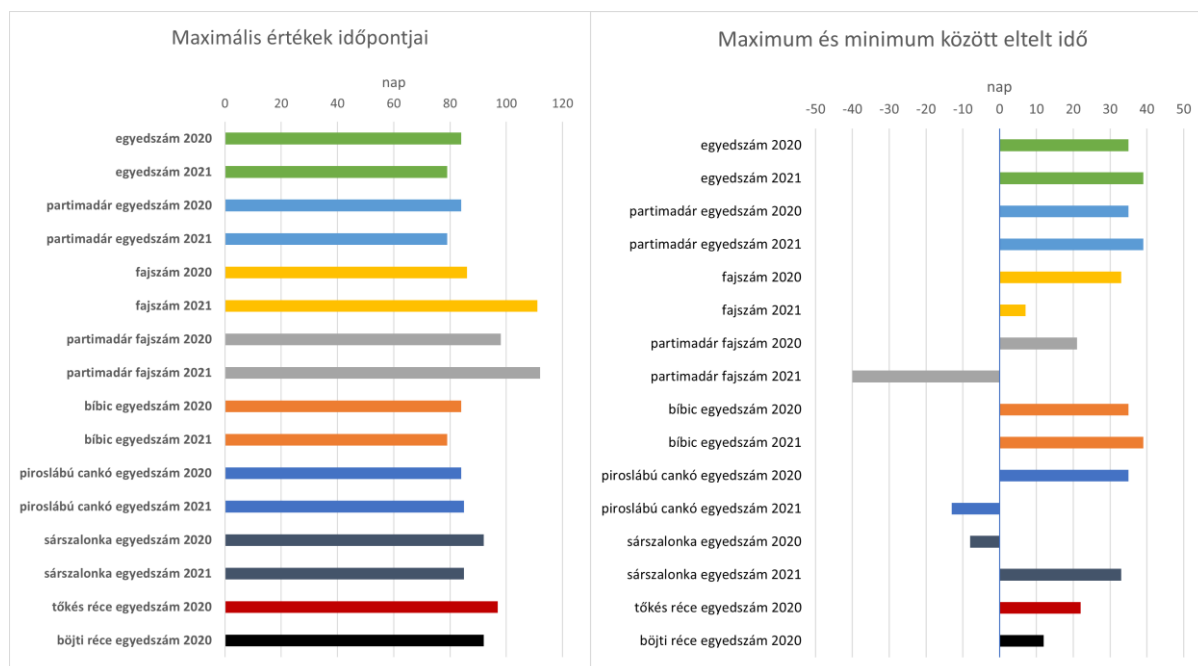
2. táblázat: Leíró statisztikák

	Merekség	SE (B1)	t-érték	df	p-érték	R-négyzet	MIN (€)	1Q	medián (€)	3Q	MAX (€)	SE (€)
Partimadár egyedszám 2020 (n=14)	-0,0372	0,002	-18,01	12	<0,0001	96,4%	-0,143	-0,029	-0,003	0,049	0,138	0,081
Partimadár egyedszám 2021 (n=6)	-0,0291	0,006	-4,84	4	0,0084	85,4%	-0,201	-	-0,022	-	0,326	0,203
Partimadár fajszám 2020 növekedés (n=10)	0,0071	0,004	1,92	8	0,0916	31,5%	-0,114	-0,057	0,005	0,039	0,138	0,084
Partimadár fajszám 2020 csökkenés (n=9)	-0,0163	0,007	-2,27	7	0,0579	42,3%	-0,222	-0,104	-0,003	0,110	0,208	0,153
Partimadár fajszám 2021 növekedés (n=5)	0,0005	0,005	0,11	3	0,9179	0,4%	-0,108	-	0,002	-	0,132	0,124
Bibic egyedszám 2020 (n=14)	-0,0313	0,002	-14,66	12	<0,0001	94,7%	-0,108	-0,051	-0,015	0,058	0,158	0,084
Bibic egyedszám 2021 (n=6)	-0,0278	0,005	-5,68	4	0,0047	89,0%	-0,155	-	-0,033	-	0,215	0,165
Piroszlábú cankó egyedszám 2020 (n=13)	-0,0354	0,002	-14,22	11	<0,0001	94,8%	-0,102	-0,076	0,003	0,066	0,145	0,085
Piroszlábú cankó egyedszám 2021 (n=4)	-0,0464	0,013	-3,65	2	0,0675	87,0%	-0,260	-	0,027	-	0,314	0,311
sárszalonka egyedszám 2020 növekedés (n=5)	0,0807	0,035	2,31	3	0,1038	64,1%	-0,513	-	0,036	-	0,278	0,358
sárszalonka egyedszám 2020 csökkenés (n=11)	-0,0318	0,015	-2,18	9	0,0572	34,6%	-0,779	-0,088	0,047	0,186	0,572	0,402
sárszalonka egyedszám 2021 (n=6)	-0,0285	0,008	-3,42	4	0,0269	74,5%	-0,248	-	-0,022	-	0,398	0,281
tőkés réce egyedszám 2020 növekedés (n=9)	0,0194	0,013	1,52	7	0,1719	24,9%	-0,426	-0,076	-0,007	0,159	0,331	0,241
tőkés réce egyedszám 2020 csökkenés (n=9)	-0,0367	0,011	-3,30	7	0,0132	60,8%	-0,427	-0,096	0,052	0,160	0,271	0,221
bőjti réce egyedszám 2020 (n=6)	-0,0960	0,014	-6,74	4	0,0025	91,9%	-0,130	-	-0,049	-	0,279	0,164
Partimadár egyedszám 2020 (n=5)	-0,0383	0,003	-12,00	3	0,0012	1,0%	-0,079	-	-0,021	-	0,107	0,082
partimadár fajszám 2020 (n=5)	-0,0115	0,009	-1,22	3	0,3113	33,0%	-0,273	-	0,121	-	0,190	0,242

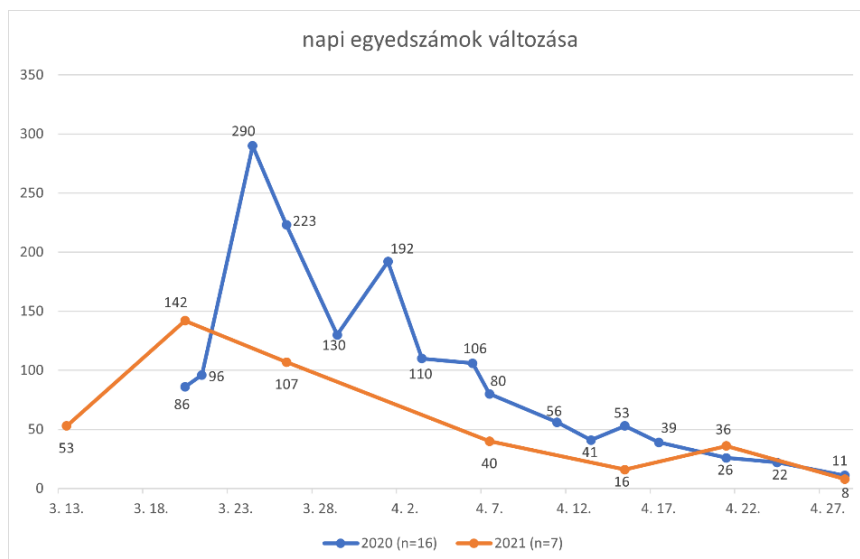
3. táblázat: regressziószámítás eredményei (pirossal a nem szignifikáns eredmények)

	r	p-érték	módszer	t	df	95%-os konfidencia intervallum		S	megjegyzés
						minimum	maximum		
vízmélység és terület 2021 (n=7)	0,922	0,0031	Pearson	5,33	5	0,551	0,989	-	
partimadár egyedszám és terület 2021 (n=7)	0,857	0,0238	Spearman	-	-	-	-	8	
partimadár fajszám és terület 2021 (n=7)	0,605	0,1501	Pearson	1,70	5	-0,272	0,933	-	
partimadár egyedszám és vízmélység 2021 (n=7)	0,762	0,0463	Pearson	2,63	5	0,022	0,963	-	
partimadár fajszám és vízmélység 2021 (n=7)	0,667	0,1019	Spearman	-	-	-	-	18,7	Nem számítható pontos p-érték.

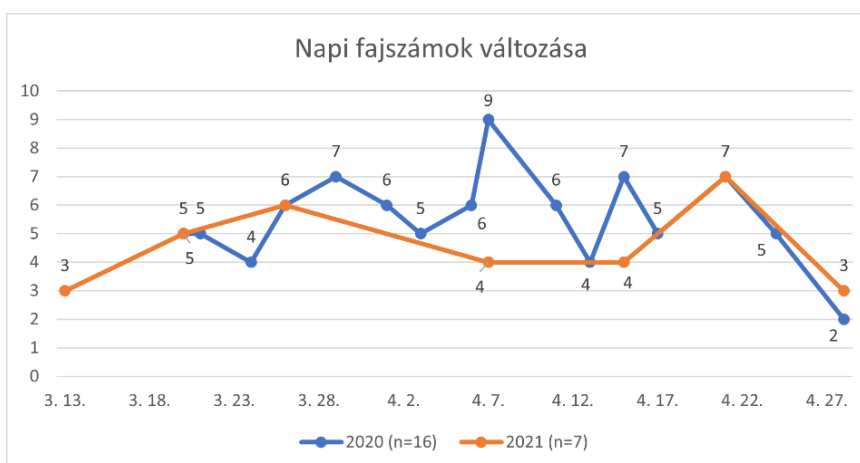
4. táblázat: korrelációszámítások eredményeinek táblázata. Pirossal a nem szignifikáns eredményeik vannak jelölve, feketével a szignifikánsak.



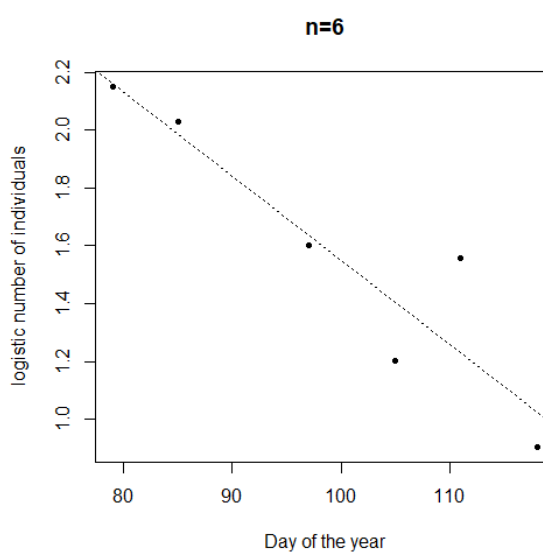
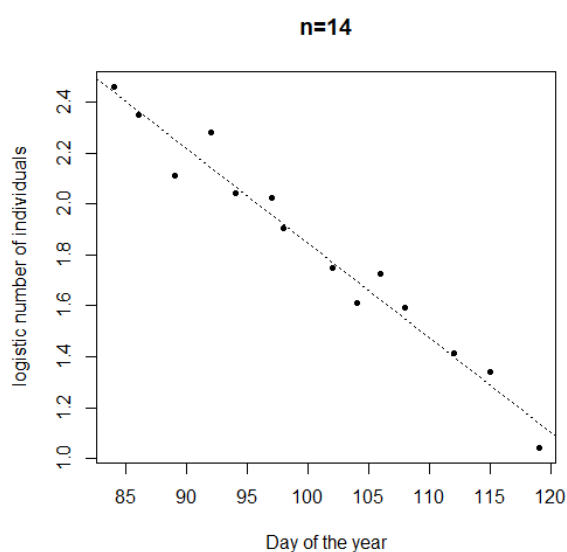
1. és 2. grafikon: Maximális értékek időpontjai, illetve a maximum és a minimum között eltelt idő. Több minimum esetén az első időpontjával számoltunk.



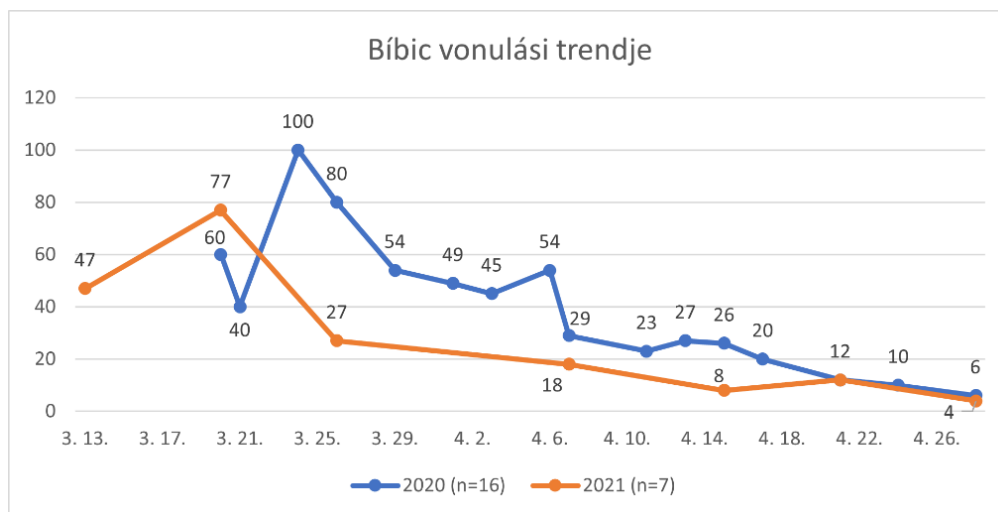
3. grafikon: az egyes évek egyedszámváltozásainak összehasonlítása



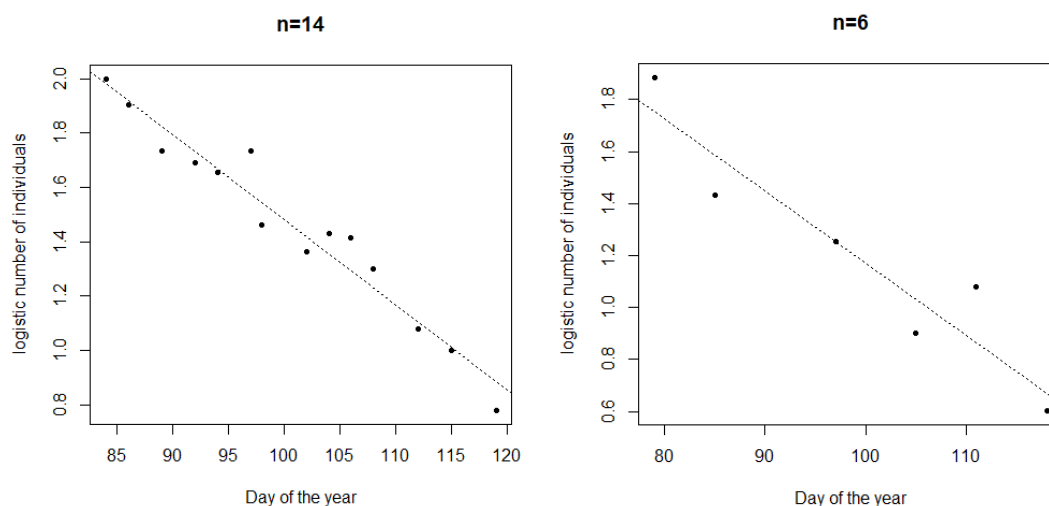
4. grafikon: az egyes évek fajszámváltozásainak összehasonlítása



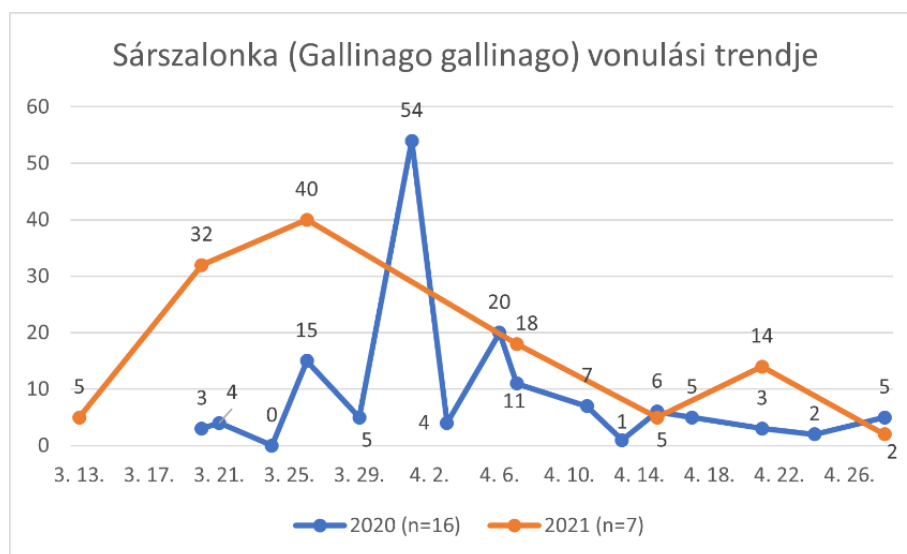
5. és 6. grafikon: 2020-as és 2021-es logaritmus-transzformált egyedszámadatak szórásdiagramja, felül a mintaelemszámmal



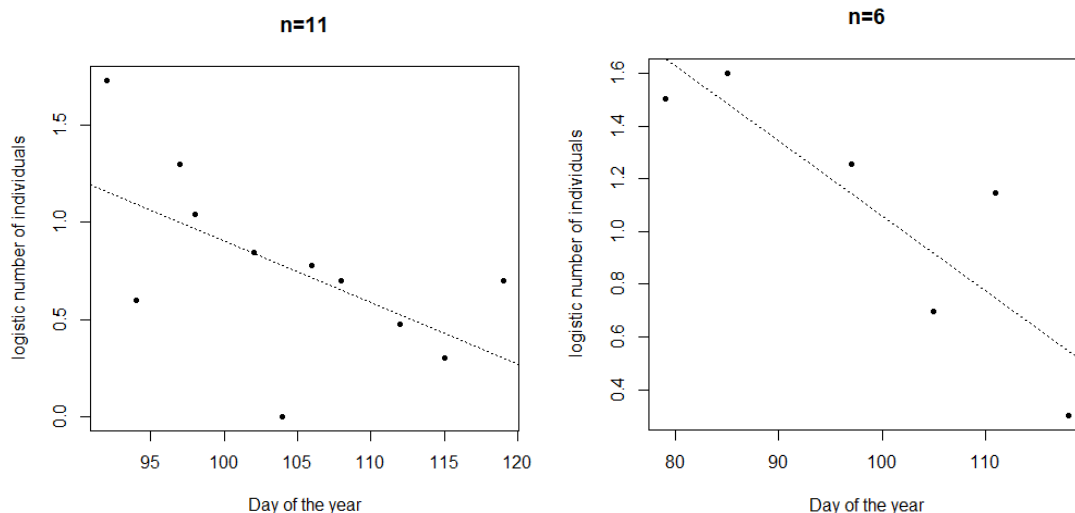
7. grafikon: Bíbic 2020-as és 2021-es egyedszámváltozása



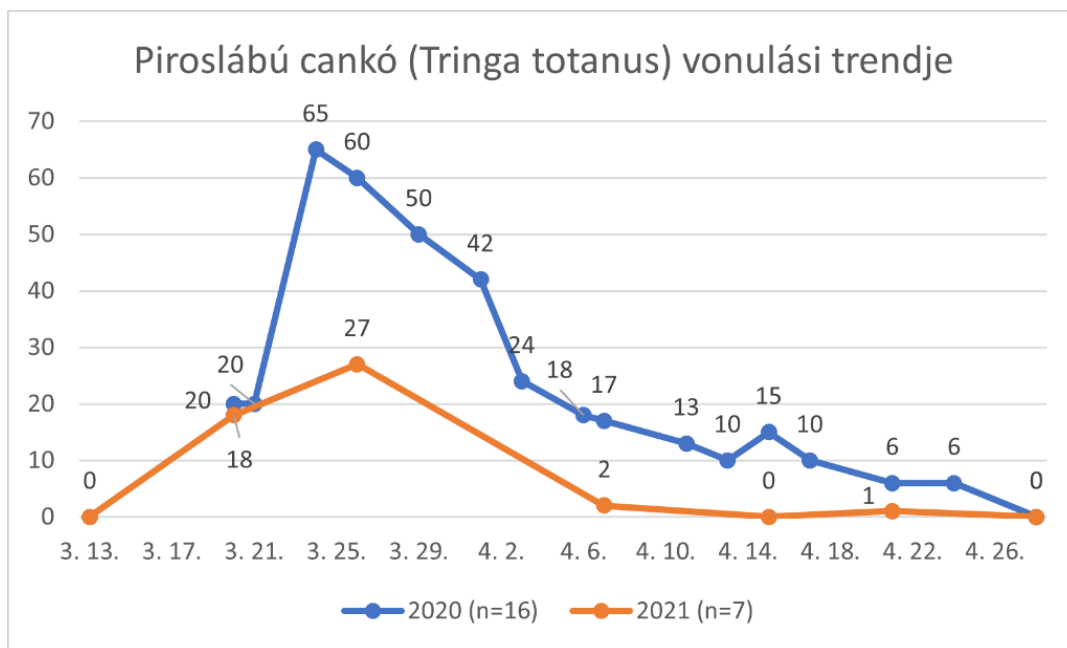
8. és 9. grafikon: Bábic 2020-as és 2021-es csökkenő állapotra trimmelt szórásdiagramjai logaritmus-transzformált értékekkel



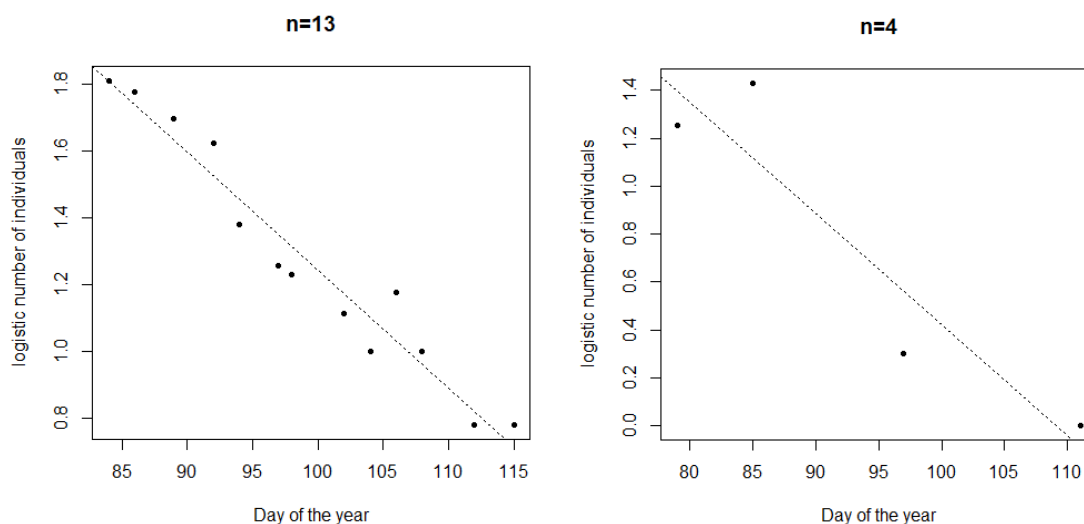
10. grafikon: sárszalonka 2020-as és 2021-es egyedszámváltozása



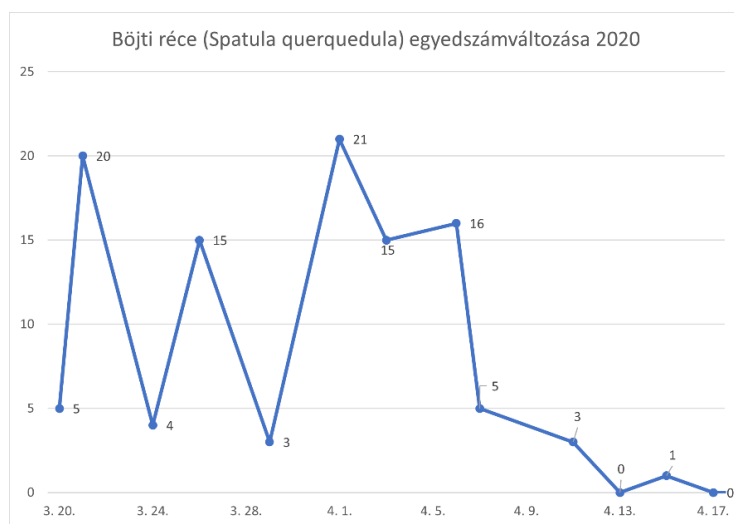
11. és 12. grafikon: sárszalónka csökkenésének szórásdiagramjai logaritmus-transzformált értékekkel 2020 és 2021. Érdekes, hogy mennyire különböző meredekségűek az illesztett egyeneseik.



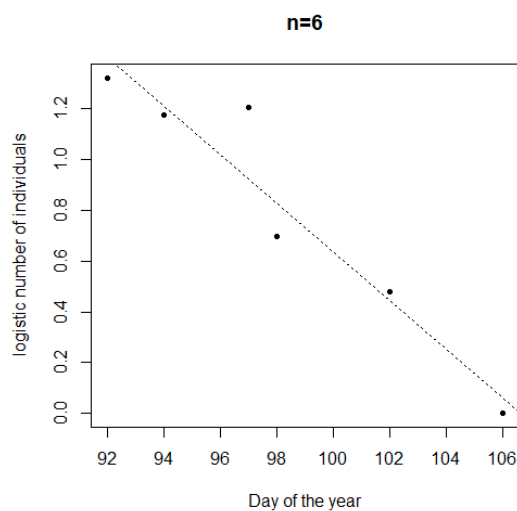
13. grafikon: piroszlábú cankó egyedszámváltozása 2020-ban és 2021-ben



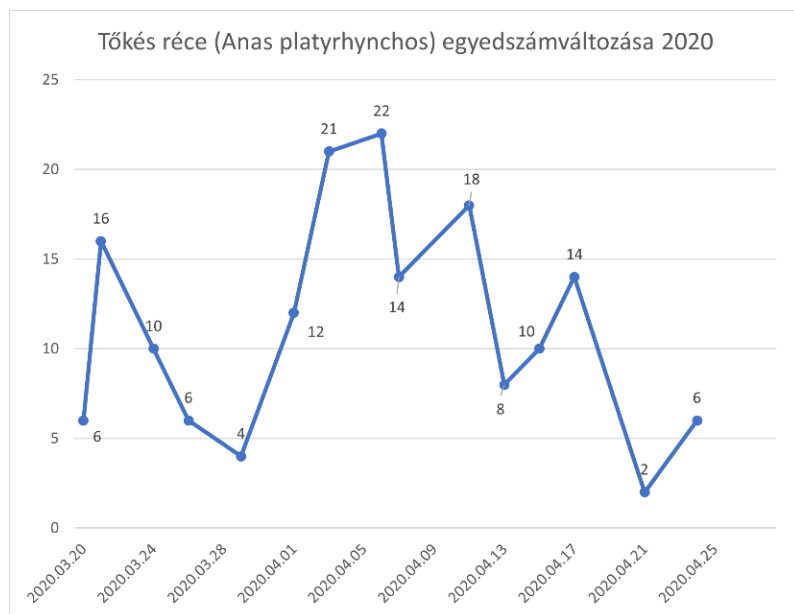
14. és 15. grafikon: piroszlábú cankó vonulásának csökkenő részéhez rendelt lineáris regresszió 2020-ban és 2021-ben. A 2021-es modell nem adódott szignifikánsnak.



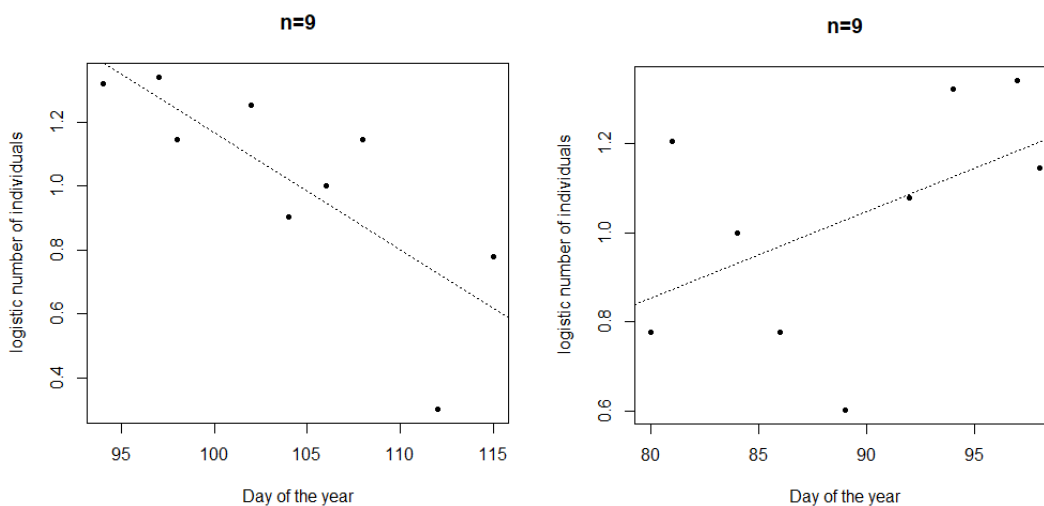
16. grafikon: Böjti réce egyedszámváltozása 2020-ban



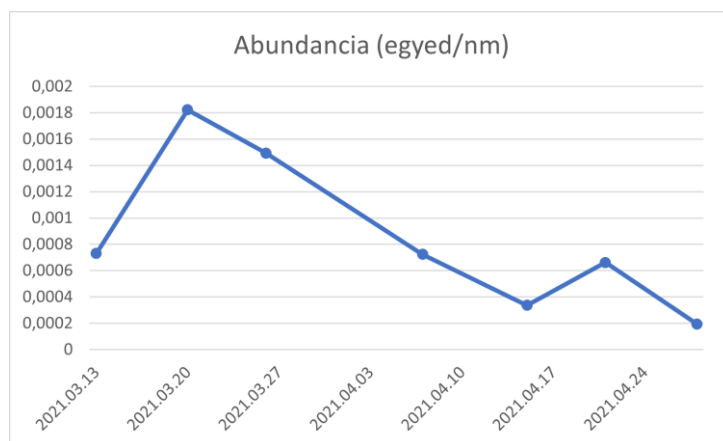
17. grafikon: Böjti réce vonulásának csökkenő szakaszához rendelt regressziós modell



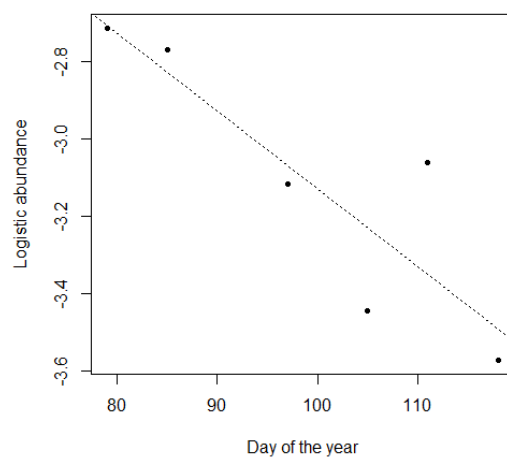
18. grafikon: Tőkés réce 2020-as egyedszámváltozása



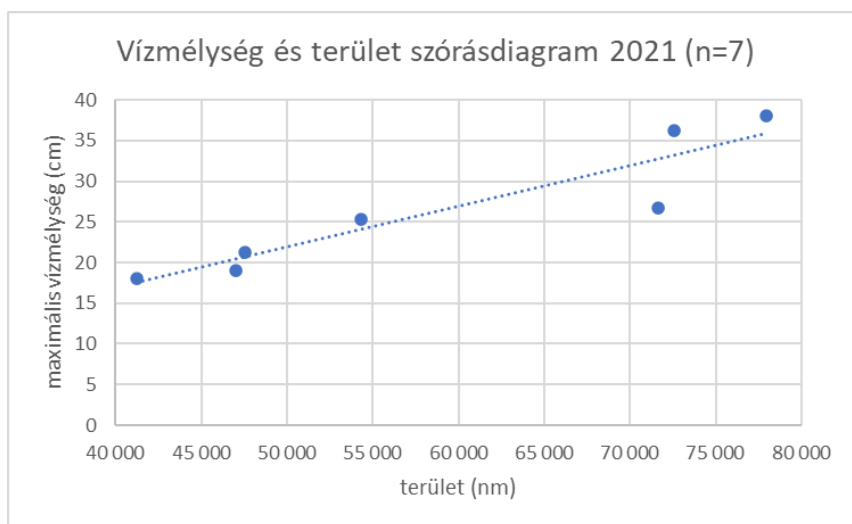
19. és 20. grafikon: tőkés réce egyedszámának csökkenéséhez és növekedéséhez illesztett lineáris regressziók. A növekedéshez tartozó meredekség nem adódott szignifikánsnak



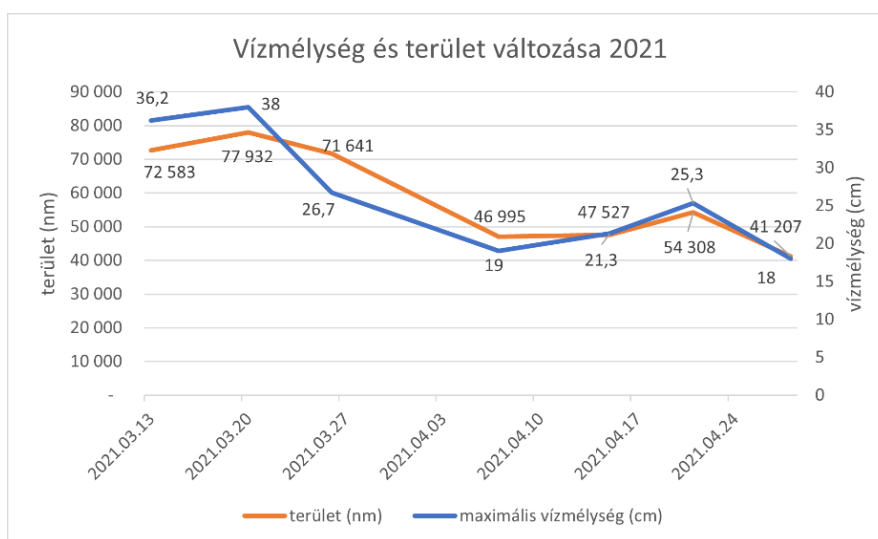
22. grafikon: Abundancia (egyedszám/m²) változása 2021-ben



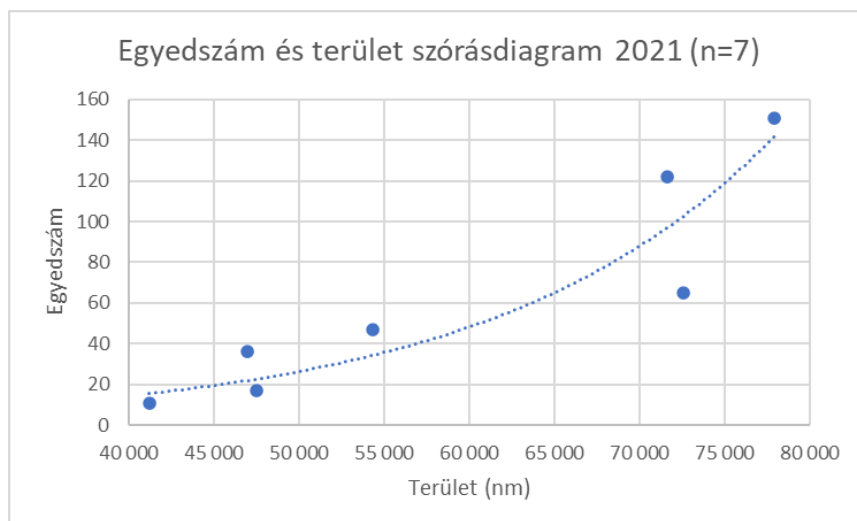
23. grafikon: logaritmus-transzformált abundancia és az év napjának kapcsolatára alkotott regressziós modell.



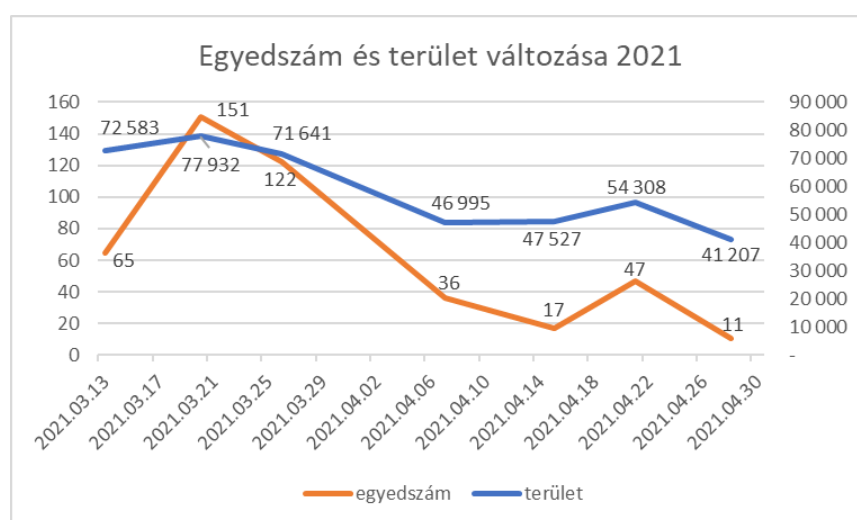
24. grafikon: vízmélység és terület lineáris trendet mutató szórásdiagramja



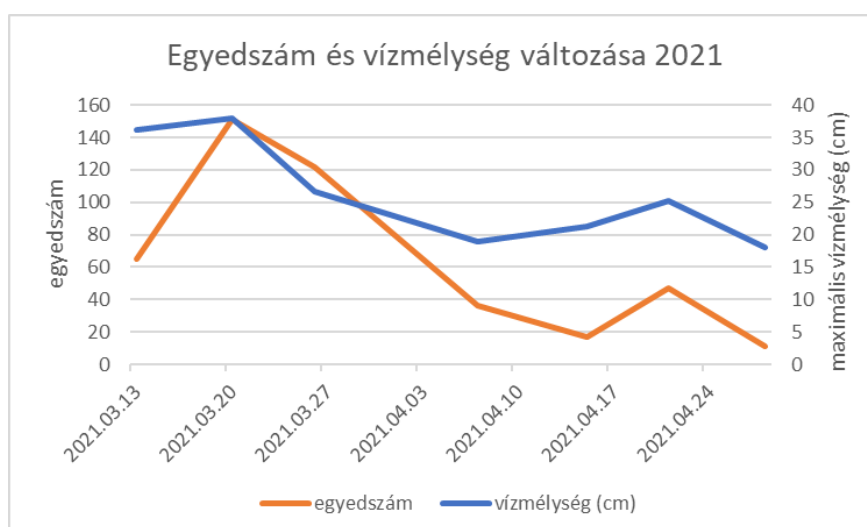
25. grafikon: vízmélység és terület változása 2021-ben



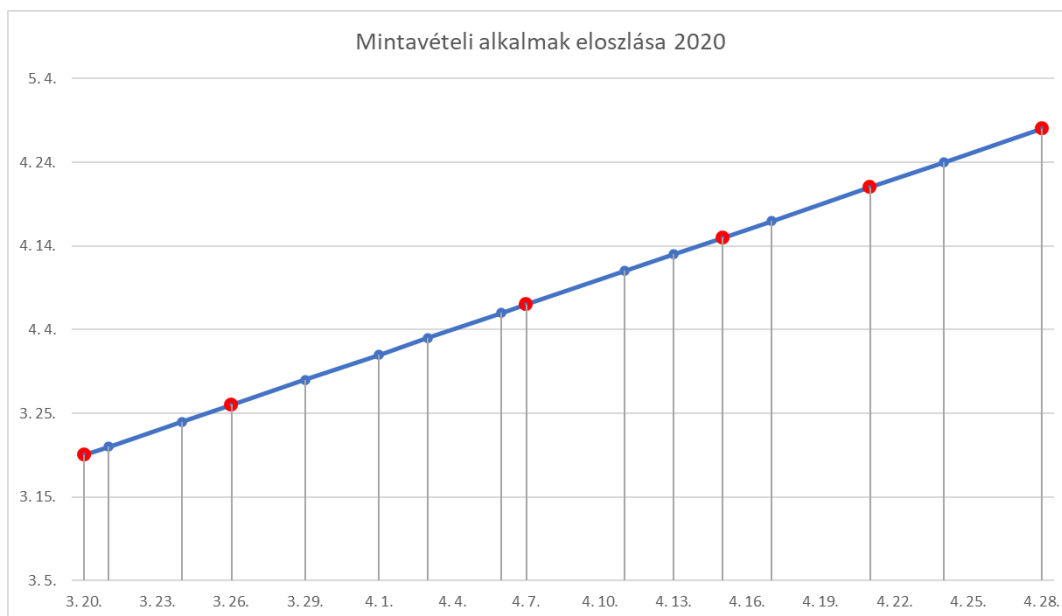
26. grafikon: terület és egyedszám szórásdiagramja exponenciális trendvonalal



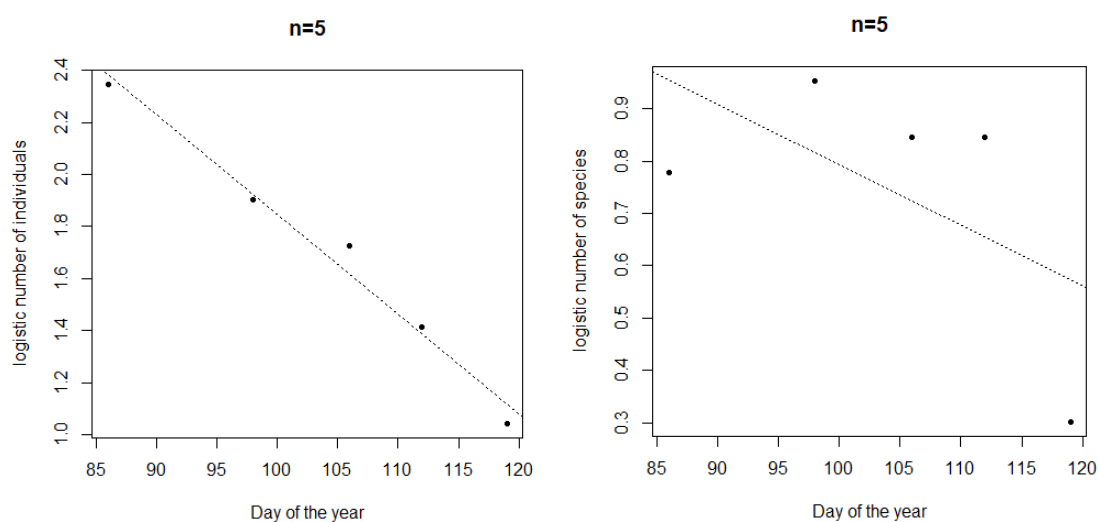
27. grafikon: Egyedszám és terület időbeli változása 2021-ben



28. grafikon: egyedszám és vízmélység időbeli változása 2021-ben



29. grafikon: mintavételi alkalmak eloszlása 2020-ban. Pirossal a szelektált alkalmak vannak kiemelve.



30. és 31. grafikon: szelektált partimadár egyedszám és fajszám regressziója a 2020-as adatokból