

XXXII. OTDK Biológia Szekció

A csíkos szöcskegér (*Sicista subtilis trizona*) magyarországi populációjának természetvédelmi szempontú vizsgálata

Készítette: Kiss Csaba, II. éves Biológus MSc. szakos hallgató

Belső konzulens: dr. Juhász Edit, egyetemi tanársegéd
Debreceni Egyetem

Külső konzulens: dr. Cserkész Tamás, tudományos munkatárs
Eötvös Loránd Tudományegyetem

Debrecen

2014

Tartalomjegyzék

1. BEVEZETÉS	3
1.1. CÉLKITŰZÉS	4
1.2. A CSÍKOS SZÖCSKEGÉR (<i>SICISTA SUBTILIS</i>) BEMUTATÁSA	5
1.3. MORFOLÓGIAI JELLEMZŐK	7
1.4. ÉLŐHELY ÉS ÉLETMÓD	8
2. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	9
2.1. KUTATÁSI TERÜLET	9
2.2. TEREPI ADATGYŰJTÉS	9
2.3. STATISZTIKAI MÓDSZEREK	10
3. EREDMÉNYEK	11
3.1. A <i>S. SUBTILIS</i> TRIZONA EGYEDSZÁMÁNAK VÁLTOZÁSA	11
3.2. A FOGOTT EGYEDEK KÖZÖTTI IVARMEGOSZLÁS.....	12
3.3. A FOGOTT EGYEDEK KÖZÖTTI KORMEGOSZLÁS	13
3.4. AZ EGYEDEK ELŐFORDULÁSI VALÓSZÍNŰSÉGÉNEK VIZSGÁLATA	14
3.5. HÍM ÉS NŐSTÉNY EGYEDEK ELŐFORDULÁSA	15
3.6. ADULT ÉS JUVENILIS EGYEDEK ELŐFORDULÁSA	16
4. DISZKUSSZIÓ	17

1. BEVEZETÉS

Az eltelt évtizedek tükrében egyre biztosabb, hogy az antropogén hatások következtében a Föld és annak élővilága is jelentős változásokon esett át. A természetes élőhelyek flóra és fauna összességei egyes esetekben oly mértékben beszűkültek, hogy azok további drasztikus változása már nem vagy csak jelentős emberi erőfeszítések árán állíthatóak meg. A klímakonferenciák, valamint az egyre sűrűsödő nemzetközi faj-és természetvédelmi találkozók is jól példázzák, miszerint a veszélyeztetett fajok megőrzéséhez szükséges stratégiák kidolgozása és megvalósítása milyen égető jelentőségűek is manapság. Ezen programok előkészítéséhez a konzervációbiológiai munkálatok, az egyes populációk demográfiai és ökológiai vizsgálatai, illetve az ezek genetikai és morfológiai variabilitását bemutató kutatások nagymértékben hozzájárulhatnak. A természetes populációk variabilitás szintje, szerkezete legfőképp a mozgáskörzet beszűkülése végett idővel oly mértékű csökkenésen mehet keresztül, amely az adott faj kihalásához vezethet. Ezért a fajmegőrzési programok elsődleges törekvései magának a természetes élőhelynek a megóvása irányulnak.

Az egyik leginkább ilyen veszélyeknek kitett társulások a füves élőhelyek, melyek a mezőgazdasági területek és a legeltető állattartás egyre növekvő igényeinek esnek áldozatul (Fischer és Schröder 2014). Az ezen tájszerkezetben végrehajtott nem környezettudatos változtatások csökkentik az itt található társulások ökológiai kapcsolatainak intenzitását és növelik a folt-háttér (patch-matrix) kontrasztot (Fischer és Lindenmayer 2007). A füves élőhelyekhez kötődő rágcsálók fontos szerepet töltenek be a helyi ökoszisztémákban, táplálékláncokban (Aschwanden és mtsai. 2005, Salek és mtsai. 2010). Számukra létszükséglet, hogy az összefüggő vegetációkban elegendő mennyiségű fellelhető táplálék legyen, illetve a potenciális predátorok elől el tudjanak rejtőzni (Garrett és mtsai. 2012). A fentiek miatt tehát igen fontos ezeknek a típusú élőhelyeknek a védelme, így az ott élő rágcsálóké is.

A Debreceni Egyetem Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszéken 2012 óta foglalkoznak a csíkos szöcskegér - *Sicista subtilis* (Pallas, 1773) magyarországi egyetlen alfajának a *Sicista subtilis trizona* (Frivaldszky, 1865) kutatásával és megóvásával. Ennek a csoportnak a munkájába kapcsolódtam be 2014 év elején. A *Sicista* fajok világviszonylatban alulkutatottak, kevés irodalmi adat áll róluk a rendelkezésünkre, valamint természetes élőhelyeik is állandó fenyegetettségeknek vannak kitéve (Koval'skaya és mtsai. 2011, Oparin és mtsai. 2011). Többek között ezért is nagyon fontos minél több vizsgálatot elvégezni a

Sicista fajokkal, különös tekintettel a *Sicista subtilis trizona*-ra vonatkozóan, hogy megfelelő adatok legyenek a birtokunkban a szükséges természetvédelmi intézkedések, fajmegőrzési projektek kidolgozásához.

1.1. CÉLKITŰZÉS

A Bükki Emlőstani Kutatócsoport 2006 óta foglalkozik a csíkos szöcskeegér terepi vizsgálatával, így visszamenőleg sok fogási adat áll a rendelkezésre. A vizsgált alfaj kritikusan veszélyeztetett, ezért találtam fontos feladatnak ezzel az állattal részletesebben foglalkozni. Terveim között szerepelt, hogy segítek a csíkos szöcskeegér megőrzési tervezetének megalapozásához szükséges kutatásokban, hogy sikerüljön megvédeni a kipusztulástól Magyarországon.

Elemzéseim során a 2006 és 2014 között fogott egerek lelőhelyeit és egyedszámait vizsgáltam meg az alábbi célkitűzések szerint:

- Első lépésben megvizsgáltam a 2006 és 2014 között fogott egyedek számát, valamint annak változását. Az egyedszámokat a csapdaéjszakák számával (kihelyezett csapdák száma szorozva a kint töltött éjszakák számával) is összevetettem, mert így lehetőségem nyílt megállapítani a populáció méretének tényleges változását az adott területen.
- Második lépésben elemeztem az eddig fogott egyedek közötti ivar, illetve koreloszlást.
- Ezt követően az előfordulási valószínűséget vizsgáltam meg, különös tekintettel a nemek, illetve a korok hatására.

Hipotézisem: az előfordulási mintázatok nemtől, illetve kortól is függnak.

1.2. A CSÍKOS SZÖCSKEGÉR (*SICISTA SUBTILIS*) BEMUTATÁSA

A *Sicista* genusba (Mammalia; Rodentia; Dipodidae) tartozó fajok igen változatos élőhelyeken figyelhetők meg: egyedeik fellelhetők többek között különböző síkságokon, hegyvidéki területeken, de erdős, erdős-sztyeppes, sztyeppes és félsivatagi biotópokban is (Koval'skaya és mtsai. 2011). Földrajzilag északon a Skandináv-félszigettől egészen Kína déli határáig, keleten Japántól Oroszországon és Mongólián át egészen Ukrajnáig, Lengyelországig előfordul (Nowak 1991, Wilson és Reeder 2005) (1. ábra). A *Sicista* genusba jelenleg 13 faj tartozik (Holden és Musser 2005), de a taxonok pontos rendszere mind a mai napig további viták tárgyát képezi, s emiatt tartom indokoltnak a fajcsoport (*superspecies*) kategória használatát. Ezt a bizonytalanságot az utóbbi évek morfológiai, anatómiai és genetikai vizsgálatai megpróbálták pontosítani (Koval'skaya és mtsai. 2011), azonban továbbra sincs teljes morfometriai, populációgenetikai, valamint filogenetikai térkép.

A legújabb kutatási eredmények alapján azonban a *Sicista* genus a *Dipodoidea* öregcsalád egy korábbi, eltérő csoportját reprezentálja, nem specializált morfológiai adaptációkat szemléltetve: ezek a jellemzők megerősítik a *Sminthidae* család különálló voltát, tehát elkülönült családnak tekintik a *Dipodoidea* öregcsaládon belül (Shenbrot és mtsai. 1995), és ezt az álláspontot genetikai elemzések is alátámasztják (Lebedev és mtsai. 2013).

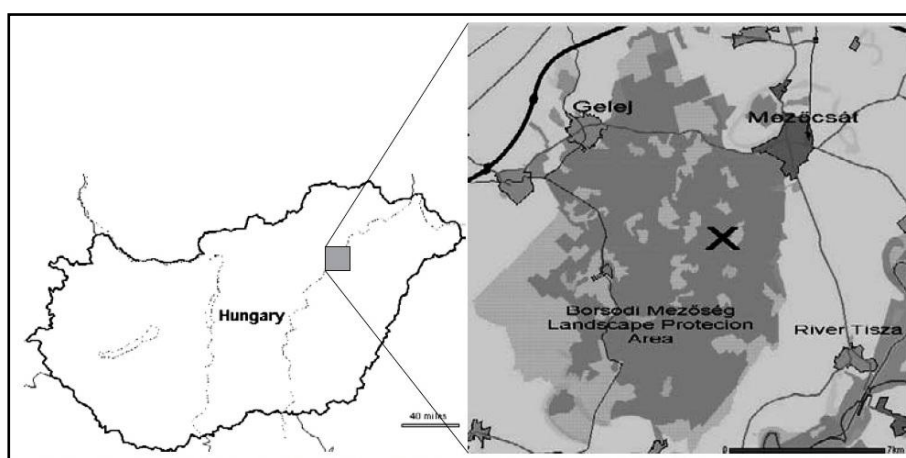


1. ábra: A *Sicista subtilis* fajcsoport elterjedése az IUCN szerint (www.iucnredlist.org - hozzáférés a fedvényhez: 2014-10-17)

A *S. subtilis trizona* hasonlóan, mint a *Vipera ursinii rakosiensis* (Méhely, 1893) Magyarország veszélyeztetett „endemikus” gerincesének egyike. Egyetlen ismert élőhelye hazánkban a Borsodi Mezőség Tájvédelmi Körzetében (Bükki Nemzeti Park Igazgatóság) található (Cserkész és Gubányi 2008, Cserkész és mtsai. 2010), amely így a *S. subtilis* fajcsoport legnyugatibb előfordulási övezete is egyben (Cserkész 2010). A Hernád-völgyben (Pere és Felsődobsza térségében) viszont létezett egy másik populáció is. Elsőnek Schmidt Egon találta meg itt az állatok maradványait 1969-ben (Schmidt 1971), majd később sikeresen

kimutatták ismét bagolyköpetből (Szentgyörgyi és mtsai. 1996, Kondor és mtsai. 2014). Az utóbbi 10-15 évben azonban eltűnt, vagy a kimutathatósági szint alá csökkent az egyedszáma az élőhelyén folytatott gyakori égetések következtében.

Magyarországon 70 év után 2006-ban sikerült újból élő egyedeket fogni (Cserkész és Gubányi 2008, Cserkész 2010) (2. ábra), ami nagy lendületet adott a további kutatásoknak és elindulhattak a megismerésére, valamint a védelemére irányuló törekvések, programok (Cserkész és mtsai. 2010). 2009-ben Erdélyben is kimutatták bagolyköpetből (Aczél-Fridrich és Hegyeli 2009), majd 2012-ben az első élő egyedeket is befogták 115 év elteltével (Cserkész és mtsai. 2014a).



2. ábra: A 2006-os sikeres élve csapdázás helye a Borsodi Mezőségben (Cserkész és Gubányi 2008)

A *S. subtilis trizona* jelenlegi alfaji státuszát elavultnak tartják (Cserkész és mtsai. 2014b). Méhely több mint száz éve pont a geográfiai szegregációra, valamint reprodukzív izolációra alapozva fogalmazta meg nézeteit (Méhely 1913), melyeket később Cserkész és mtsai (2014a, 2014b) morfometriai és filogenetikai vizsgálatai is megerősítettek.

Bebizonyosodott az is, hogy a hazai és az erdélyi populációk között a genetikai távolság sokkalta nagyobb, mint a vele rokonságban álló más al- és testvérfajok között, továbbá, hogy a *S. subtilis trizona* csak a fentebb említett két ismert populációval rendelkezik - melyek közül a Kolozsvár mellett megtalált, akár a teljes faji státusszal bíró *Sicista trizona* első leírt alfaja is lehet (Cserkész és mtsai. 2014b). Ezen eredmények tükrében a *S. subtilis trizona*-t, mint önálló, veszélyeztetett fajt kellene kezelni a továbbiakban.

A csíkos szöcskeegér hazánkban jelenleg is fokozottan védett státuszú. Szerepel a Berni Egyezmény II. függelékében, az Élőhelyvédelmi Irányelv II. és IV. részében. Az IUCN

vörös listáján 2009-ben még a Mérsékelten Fenyegetett (Near Threatened) kategóriában láthattuk (Kryštufek és mtsai. 2006), bár már akkor is igen aggasztóak voltak a túlélési esélyei. Igaz, ekkor még elkülönítették az európai populációt és csak ezeket sorolták be. A helyzetét azóta felülvizsgálták és immár az egész világra kiterjedően a Nem Fenyegetett (Least Concern) kategóriába helyezték át (Kryštufek és mtsai. 2008), holott Európa több országában továbbra is kritikusan veszélyeztetett a helyzete. A hibás kategorizálás oka valószínűleg a hiányos, régi és nem megfelelő adatokra való hagyatkozás lehet.

1.3. MORFOLÓGIAI JELLEMZŐK

A Borsodi Mezőség területén 2006 óta befogott egyedek alapján a következő biometrikus adatok születtek: tömege: 3,5–14,6 g (átlag= 7,7), testhossza: 49–61 mm (átlag=



3. ábra: Fent erdei pirókegér, lent csíkos szöcskegér
(Cserkész 2010)

60,1 mm), farok hossza: 56–76 mm (átlag=71 mm). Több olyan fontos határozóbélyeg is megfigyelhető az állaton, amely egyértelműsítheti számunkra a mivoltát, elkerülve ezzel az esetleges hibás határozást. Legelső ilyen dolog, hogy könnyen összetéveszthető a juvenilis pirók erdeiegeérrel (*Apodemus agrarius* Pallas, 1771), amely színében, valamint a hátán lévő fekete csíkkal egyetemben nagy hasonlóságot mutat a csíkos szöcskegeérrel (3. ábra). Azonban, ha jobban megnézzük, kitűnik, hogy a pirókegér gesztenyebarna színű, míg a szöcskegeér inkább sárgás vagy szürkés barna árnyalatú. További ilyen fontos különbség, hogy a pirókegér füle csupasz, a szöcskegeéré pedig szőrös és fekete foltos. A juvenilis egyedek oldala egyrészt feltűnőbb élénksárga színezetű, másrészt a hátukon viselt csíkok számában is eltérnek az adultaktól. Amíg a fiatalok esetében két fekete csíkot láthatunk egy szélesebb, világosabb sávon, addig a kifejlett egyedeknél csak egyet és az alatta lévő sávok is keskenyebbek (Cserkész 2010).

1.4. ÉLŐHELY ÉS ÉLETMÓD

Az élőhelyére vonatkozó régebbi hazai leírások, szakirodalmi források nem léteznek. A Vajdaságban Deliblát területéről természetes és féltermészetes élőhelyeken kívül gyümölcsöskertekből került elő (Ham és mtsai. 1983). Ausztriában fás sztyeppi- és sztyeppi biotópokban találták meg (Pucek 1999). 2012-ben Erdélyben száraz fekvésű legelőn lévő gyeptársulásban fogták (Cserkész és mtsai. 2014a). Magyarországon a 2006 és 2010 közötti időszakban a legtöbb egyedet (70%) útszéli bogáncsosban (*Carduetum acanthoides* Felföldy 1942), mezei aszatosban (10%) (*Cirsio lanceolati-arvensis* Morariu 1943) és rövidfüves területeken (3,3%) (*Convolvulo-Agropyretum repentis* Felföldy 1943) csapdázták sikeresen (Cserkész 2010). Az állat aszatos, bogáncsos gyomtársulásokhoz fűződő kötődése, preferáltsága egyrészt életmódbeli sajátosságaiból, másrészt származásából adódik. Mint a legtöbb kistrágyaszőlő, így számára is fontos a megfelelően magas és sűrű növényzet a ragadozóktól való biztonságos elrejtőzés érdekében. Továbbá terráriumi megfigyelések alapján, az élőhelyén található leggyakoribb növényeket táplálékként is fogyasztja (Cserkész 2010). Ezeken felül Méhely (1913) leírásában azt is olvashatjuk, hogy a bogáncs virágzatának szirmait földalatti fészkek kibélelésére használja. A magas éves csapadékatlag pozitív hatással van az ilyen fajoknál a következő évi denzitásukra (Hanski és mtsai. 1991), s ezt a hazai (2005-ös és 2010-es években) (Cserkész 2010), valamint az ukrán populáció esetén is kimutatták (Selyunina 2003). Hasonló eredményt kaptak ugróegérfélék (*Dipodidae*), egérfélék (*Muridae*) és pelefélek (*Gliridae*) vizsgálatánál is (Shenbrot és Krasnov 2001, Shenbrot és mtsai. 2010).

Életmódjáról nagyon keveset tudunk. Éjszakai, rejtőzködő életmódjának köszönhetően ritkán kerül szem elé. Táplálkozási szokásáról elsőként Méhely (1913) írásában találunk utalást, miszerint az általa gyűjtött példányok gyomrában rovartrómféléket és hernyófészkeket talált. Petényit idézve megemlíti, hogy az állat nem veti meg a növényi táplálékot sem. Táplálék preferencia vizsgálatok során 40–70%-ban állati eredetű táplálék fogyasztását írták le (Zagorodniuk és Selyunina 2009), de fogságban tartott egyedeknél megfigyelték, hogy idővel kizárólag növényi táplálékra állt át (Cserkész és mtsai. 2010). Téli álmot alszik és egyes források szerint 10–12 °C alatti hőmérsékletnél nem jön elő fészkekből (Rokitansky 1952, Bolshakov és mtsai. 1977). Szaporodása szintén kevésbé kutatott és csak fogságban tartott egyedeken vizsgálták egyszer (Vásárhelyi 1929). Ekkor 21 napi vemhesség után 4 utód született. A többi alfajnál végzett megfigyelések alkalmával 26 napi vemhességet

követően 4-5 utód jött világra, melyek más rágcslóktól eltérően, születésük évében még nem szaporodtak (Flint 1960).

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. KUTATÁSI TERÜLET

A Bükki Nemzeti Park Igazgatósága alá tartozó Borsodi Mezőség Tájvédelmi Körzet az Alföld és a Bükk hegység között elhelyezkedő átmeneti terület (4. ábra). A táj jellegzetes



4. ábra: A kutatási terület, a Borsodi Mezőség Tájvédelmi Körzet térképrészlete, kiemelve rajta Nagyecsert és a délre fekvő területeket (Googlemap)

terül el a táj észak felén, a másik a mentett ártéri rész a déli részen, amelyen pedig az évszaknak megfelelően gyorsan kiszáradó mocsarak találhatók. Ezeken felül eltérő arányban mindkét típust borítja legelő- és szántóterület, melyek löszgyepek, szikesek és réti talajok állományai figyelhetők meg, sztyepp- és erdősztyepp foltokkal tarkítva. A helyi klimatikus és talajtani sajátosságokhoz meglepően jól alkalmazkodott szikesek növényborítottsága legnagyobb részben kontinentális-eurázsiai elterjedésű (www.bnp.hu).

2.2. TEREPI ADATGYŰJTÉS

Munkám során a 2006 és 2014 között a Bükki Emlőstani Kutatócsoport Egyesület (BEKE) és az ELTE munkatársai által gyűjtött *Sicista* csapdázási adatokat elemeztem, amelyhez a saját 2014-es terepi munkám eredményeit, tapasztalatait társítottam. A terepi

munkák a Borsodi Mezőség Tájvédelmi Körzetében Nagyecser vonzáskörében történtek. 2006 és 2010 között márciustól novemberig havi egy alkalommal került sor élőcsapdázásra (általában 6 nap és 5 éjszaka) (Cserkész 2010). 2011, 2012 és 2014-ben a nagy esőzések és egyéb természeti körülmények (pl. tűzokdörgés) miatt néhány periódus kimaradt vagy rövidebb ideig tartott. 2013-ban nem történt szervezett, összehangol csapdázás, ellenben júliusban volt egy hét terepi munka az élőhelyen. Dobozcsapdázáskor egy műanyag, 20 x 8 x 10 cm méretű dobozt használtak, amelybe csaliként répát, napraforgó- és tökmagot helyeztek. Ezzel a módszerrel csak 2010-ig fojt csapdázás, de ez nem volt eredményes a csíkos szöcskeegér fogást tekintve. Talajcsapdázáskor 20 cm hosszú és 10 cm átmérőjű PVC csövekből készültek a csapdák, amelyek csalit nem tartalmaztak. Lehelyezésüknél a tetejük a talajszinttel egy magasságban volt, egymástól 8-10 méter távolságban. A transzektek elsősorban a növényzet mintázatát követték. Pozíciójuk GPS koordinátaként is el lettek mentve. A csapdák ellenőrzése naponta három alkalommal kora reggel, délben és este történt.

2.3. STATISZTIKAI MÓDSZEREK

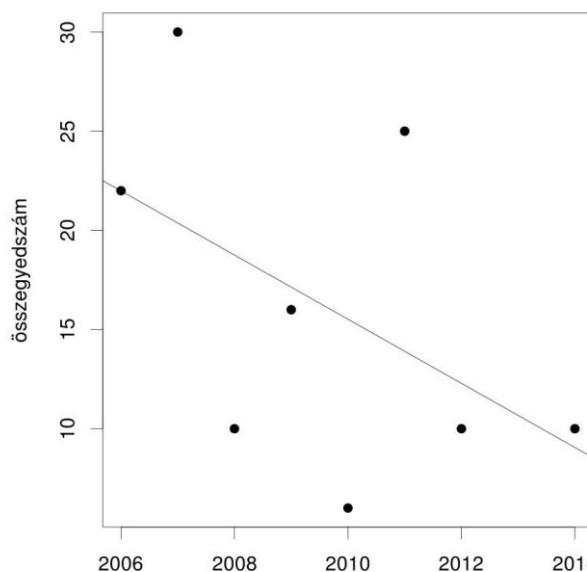
Az adatok elemzését az R statisztikai környezetben (R Development Core Team 2014), valamint a QGIS program (Quantum GIS 2012) segítségével végeztem el. A térbeli statisztikai elemzéseket az R programkörnyezet „adehabitat” (Calenge 2006), „spatstat” (Baddeley és Turner 2005) és „maptools” (Lewin-Koh és mtsai. 2011) feladatspecifikus csomagjaival történtek.

Első lépésben az egyedszámok alapján különböző grafikonokat készítettem, hogy meg tudjam vizsgálni az egyedszámok változását az évek során. A nem illetve kor arányok esetében oszlopdiagramokat is készültek, amelyek jól mutatják az adott években fogott egyedek nem, valamint kor megoszlását. A következő lépésben a QGIS program segítségével térképeket készítettem és az alapadatokat felhasználva ábrázoltam az előfordulásokat. Az ábrázolt adatokból következtethetünk arra, hogy a szöcskegér hol fordul elő a legnagyobb valószínűséggel az élőhelyén. A vizsgálat során az előfordulások elemzését is elvégeztem, különös tekintettel a nemekre, illetve korokra vonatkoztatva, melynek során a pontok koordinátaiból úgynevezett kernel-bebecsléssel számítottam ki az alfaj lokális elterjedésének adott százalékát adó poligonokat. A kernel-bebecslés a kernelsimítás (Gauss-eloszlással simított hisztogram) kétdimenziós Gauss-eloszláson alapuló változata (Calenge 2006).

3. EREDMÉNYEK

3.1. A *S. SUBTILIS TRIZONA* EGYEDSZÁMÁNAK VÁLTOZÁSA

Az évek során csökkenő tendencia volt megfigyelhető a pontdiagrammon, bár ez nem volt szignifikáns ($p=0,207$) (5. ábra). Azonban két jól kivehető csúcsot is láthatunk a 2007-es és 2011-es években.



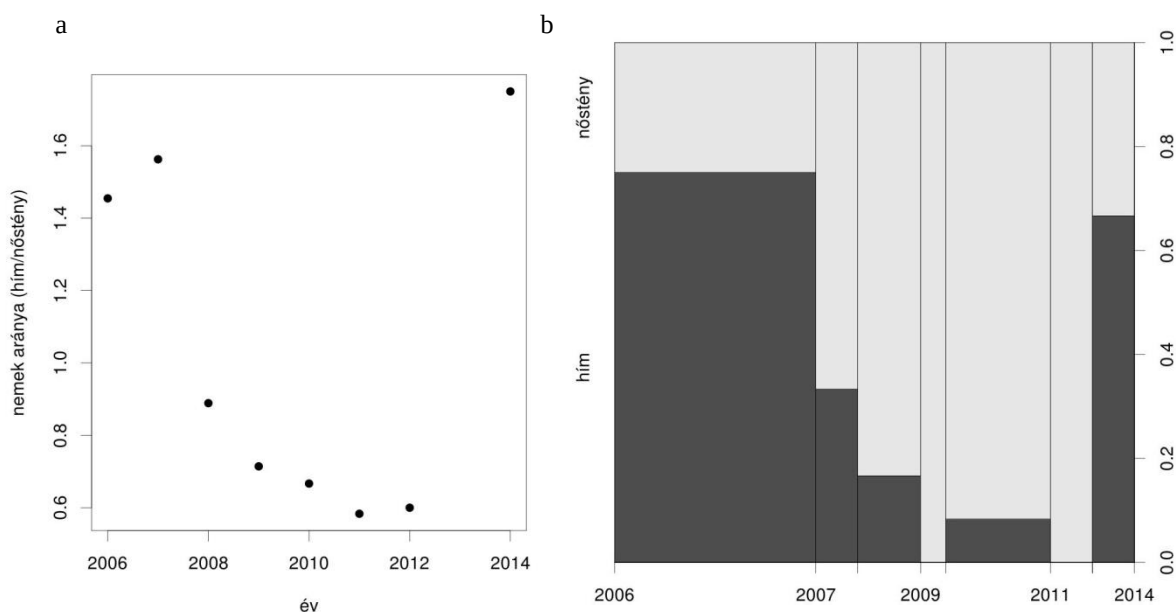
5. ábra: Az élőcsapdázással fogott *S. subtilis trizona* egyedek száma az évek függvényében
(A 2013-as évben nem történt csapdázás, ezért ott nem szerepel adat)

Az évente fogott egyedek számát a csapdaéjszakák számával is összevetettem, amely a lerakott csapdák számának és a kint töltött éjszakák számának a szorzata. Az analízis nem mutatott szignifikáns összefüggést az egyedszámok és a csapdaéjszakák között ($p=0,0785$). Ha az összegyedszámot az évek függvényében, a csapdaéjszakák számára kontrolálva (ANOVA teszttel) vizsgáljuk, akkor azt kapjuk, hogy a csökkenő állomány tendencia nem szignifikánsan, de trend szintjén ekkor is megmarad ($b=-0,324$; $r^2=0,433$; $F_{2,5}=1,91$; $p=0,836$).

3.2. A FOGOTT EGYEDEK KÖZÖTTI IVARMEGOSZLÁS

Az alapadatok alapján összegeztem a csapdázott egyedek számát ivarmegoszlásuk szerint, majd ezeket az adott évre vonatkoztatva, pont- és halmozott oszlopdiagramokon ábrázoltam. A pontdiagramon az évek függvényében láthatjuk a nemek arányát (hím/nőstény) (6a. ábra). Az oszlopdiagramon az évek függvényében láthatjuk az adott év teljes fogásmennyiségére vonatkoztatott hím és/vagy nőstény egyedek százalékos megoszlását (6b. ábra). Az oszlopok szélessége az éves mintaszámok egymáshoz viszonyított arányát mutatja.

Mind a pont- , mind az oszlopdiagramon kiugróan magas a 2006-os, 2007-es és 2014-es években a hím egyedek jelenléte. A nőstény egyedek gyakoriságának csúcspontjai 2009-ben és 2011-ben voltak, amikor is kizárólag csak nőstények kerültek csapdázásra.

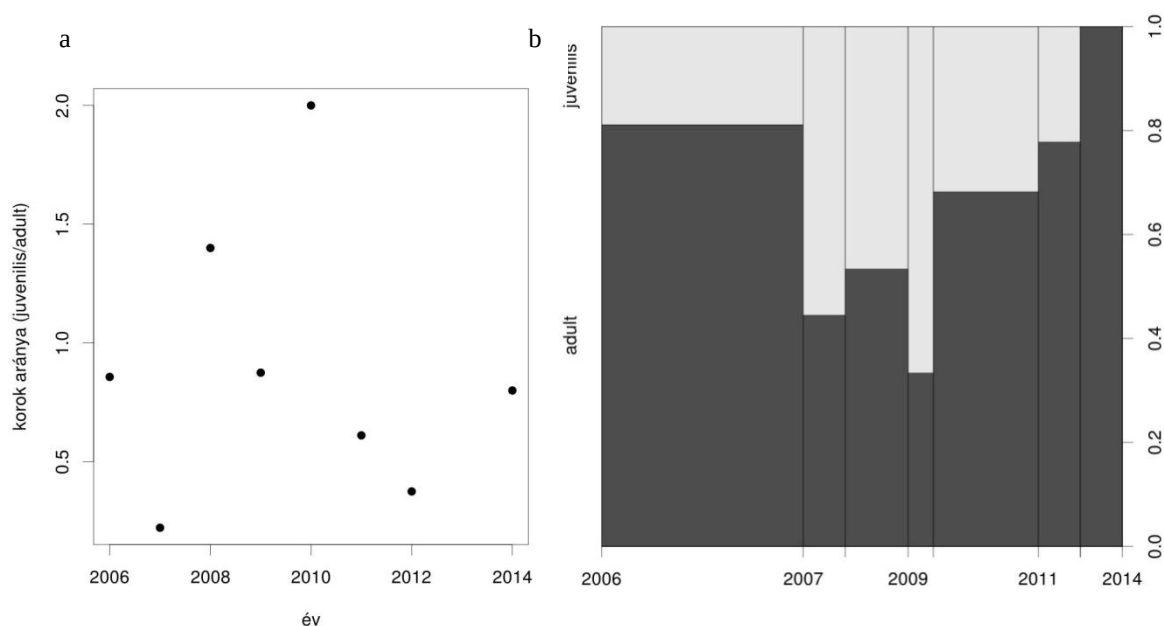


6. ábra: a. A nemek aránya az évek függvényében.
b. A nemek százalékos megoszlása az évek függvényében.

3.3. A FOGOTT EGYEDEK KÖZÖTTI KORMEGOSZTLÁS

Az alapadatok alapján összegeztem a csapdázott egyedeket kormegoszlásuk szerint, majd ezeket az adott évre vonatkoztatva, az előző vizsgálathoz hasonlóan pont- és halmozott oszlopdiagramokon ábrázoltam. A pontdiagramon az évek függvényében láthatjuk a korok arányát (juvenilis/adult) (7a. ábra). Az oszlopdiagramon az évek függvényében láthatjuk az adott év teljes fogásának adult és/vagy juvenilis egyedeinek a százalékos megoszlását (7b. ábra).

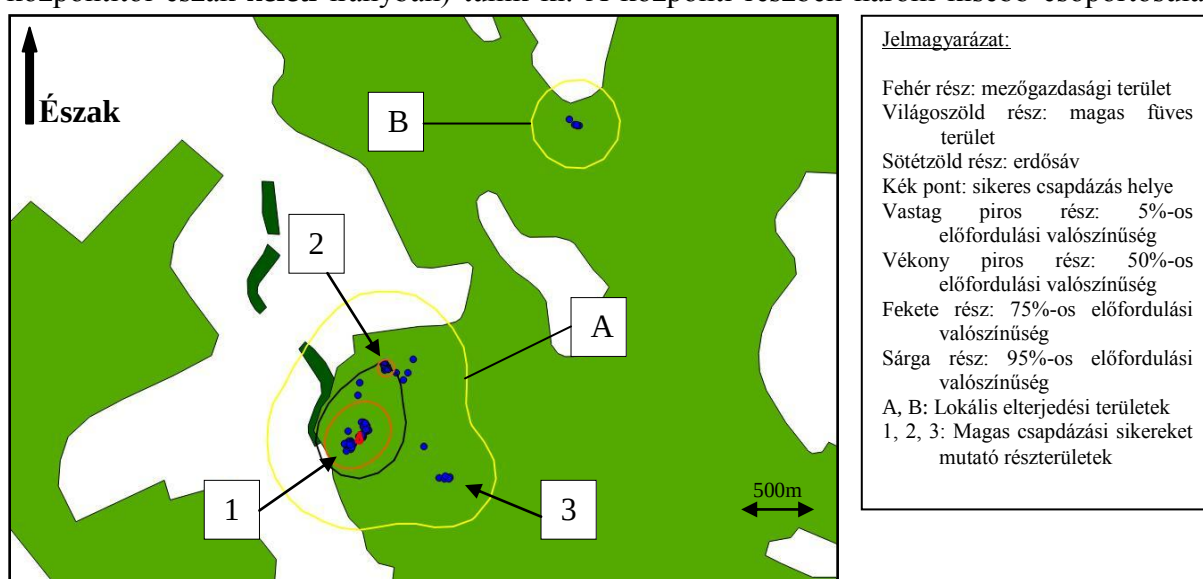
Mind a pont-, mind az oszlopdiagramon látszik, hogy a 2006-os évet követően fokozatosan megnő a juvenilis egyedek száma, majd a 2009-es évtől kezdődően lassan ismét csökkenni kezd. 2014-ben már csak adult egyedeket sikerült csapdázni.



7. ábra: a. A korok aránya az évek függvényében.
b. A korok százalékos megoszlása az évek függvényében.

3.4. AZ EGYEDEK ELŐFORDULÁSI VALÓSZÍNŰSÉGÉNEK VIZSGÁLATA

Az alapadatok alapján összegeztem a csapdázott egyedeket előfordulási valószínűségük szerint, majd ezeket a QGIS program segítségével ábrázoltam, hogy kiderüljön, hol fordulnak elő a legnagyobb valószínűséggel az élőhelyen. Ezen pontok koordinátaíra kernel-beccsléssel az egyedek lokális elterjedésének adott százalékat adó poligonokat számítottam. A további térképeken is ugyanezen módszereket használtam. A térképen (8. ábra) kék pontokkal jelöltem azon helyeket, ahol sikeres csapdázások voltak 2006 és 2014 között. Két jól elkülöníthető csoportosulás látszik (sárga szegéllyel határolt területek), melyekből egy központi („A” jelölésű a térkép középső részén), valamint egy kisebb rész („B” jelölésű a központtól észak-keleti irányban) tűnik ki. A központi részben három kisebb csoportosulás

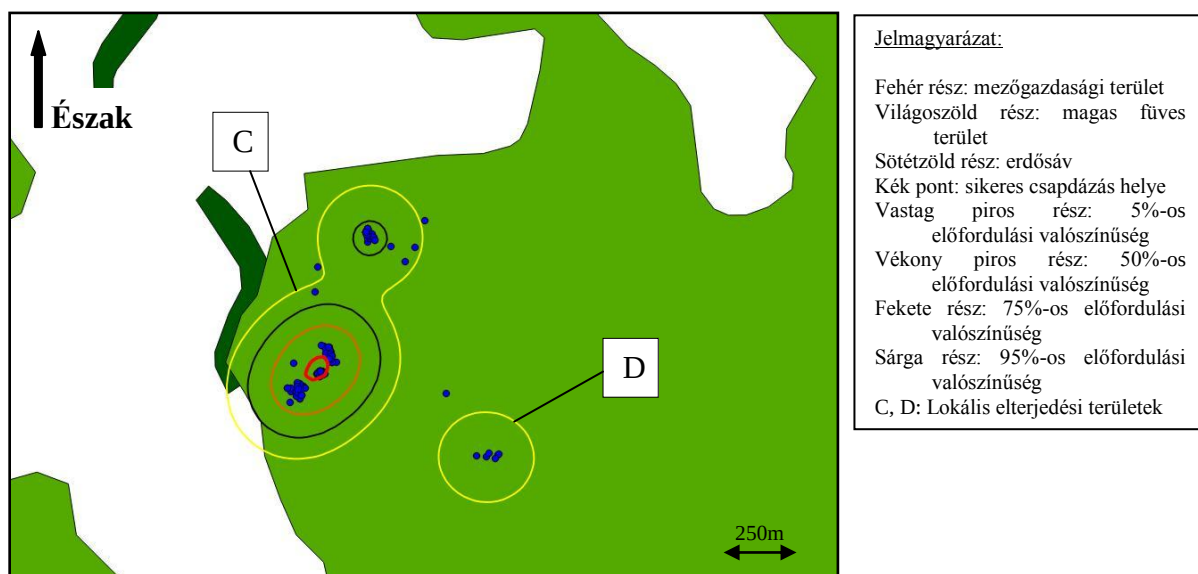


8. ábra: Az egyedek mozgáskörzete a jelenléradatok alapján

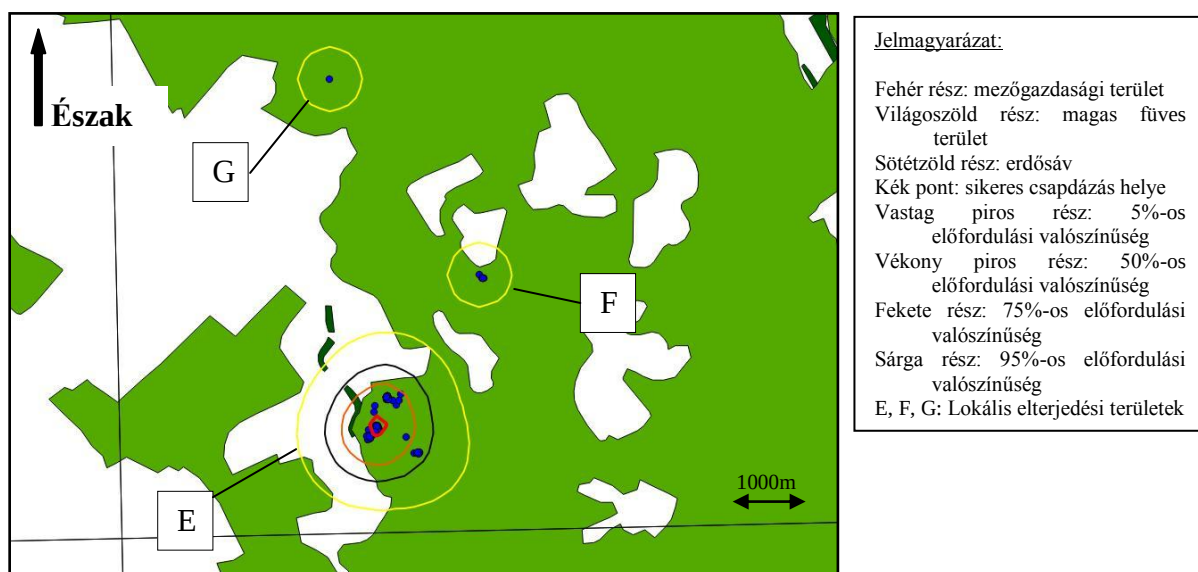
található (számokkal jelölve) Az előfordulások koordinátaíval területi becsléseket számítottam, hogy az állatok előfordulási valószínűségét bemutathassam, ezért különböző színnel jelöltem a „valószínűségi mezőket”. A jelölések a további térképeken is mindig ugyanezt a százalékos elterjedési arányt képviselik. A vizsgált adatok alapján a központi részre esik egy mag terület (vastag piros szegéllyel határolva), ahol is a leggyakoribb csapdázási adatok 5%-a van. Ez egy 0,1 ha-os terület, itt a legnagyobb valószínűségű az egyedek jelenléte, itt a legmagasabb a populáció denzitása. E körül található egy nagyobb és töle észak-keleti irányban egy kisebb központi terület (vékony piros szegéllyel határolva), ami a csapdázási adatok 50%-t tartalmazza; összterületük 30 ha. A fekete szegéllyel határolt rész 75%-os, a sárga pedig 95%-os leggyakoribb csapdázási adatot mutat. Ezek területei 67,5 ha és 165,1 ha+23,9 ha. A sárga rész egy nagyobb és egy kisebb különálló területből áll.

3.5. HÍM ÉS NÖSTÉNY EGYEDEK ELŐFORDULÁSA

A hímek térbeli eloszlása (9. ábra) egy kétközpontú („C” jelölésű a terület központi részén) és egy („D” jelölésű a központtól dél-keleti irányba lévő) kisebb központú területre oszlik szét (a sárga szegéllyel határolt részek összterülete 39,4 ha). A nőstények (10. ábra) egy nagyobb („E” jelölésű a térkép középső része) és két kisebb (az „F” jelölésű a központtól északra, valamint a „G” jelölésű észak-keleti irányban) központra válnak szét (a sárga szegéllyel határolt részek összterülete 490,6 ha).



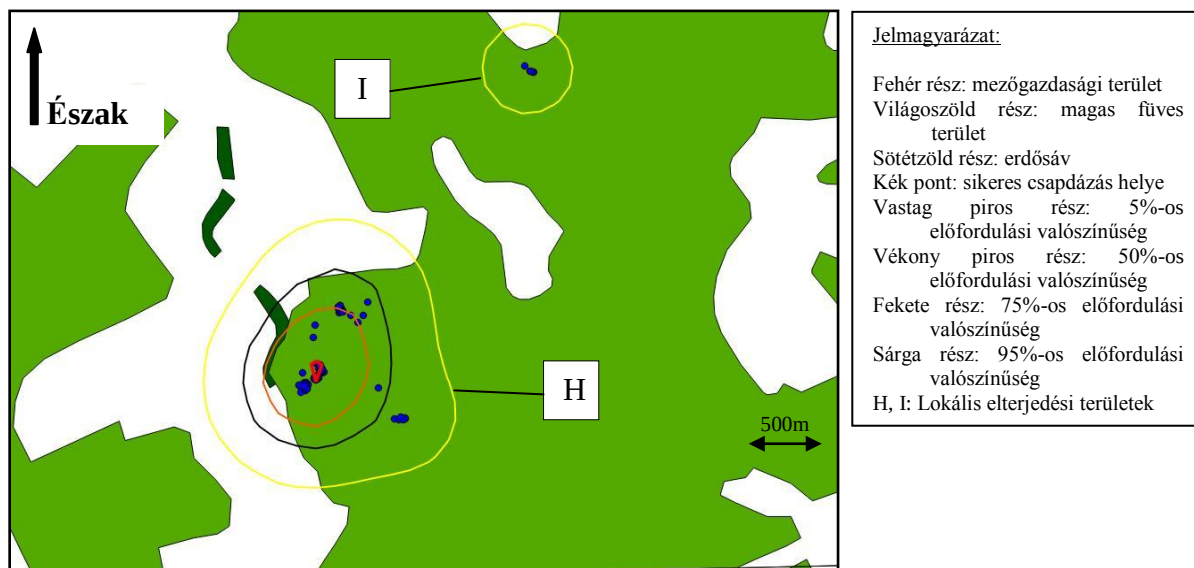
9. ábra: A hím egyedek előfordulása a csapdázási adatok alapján



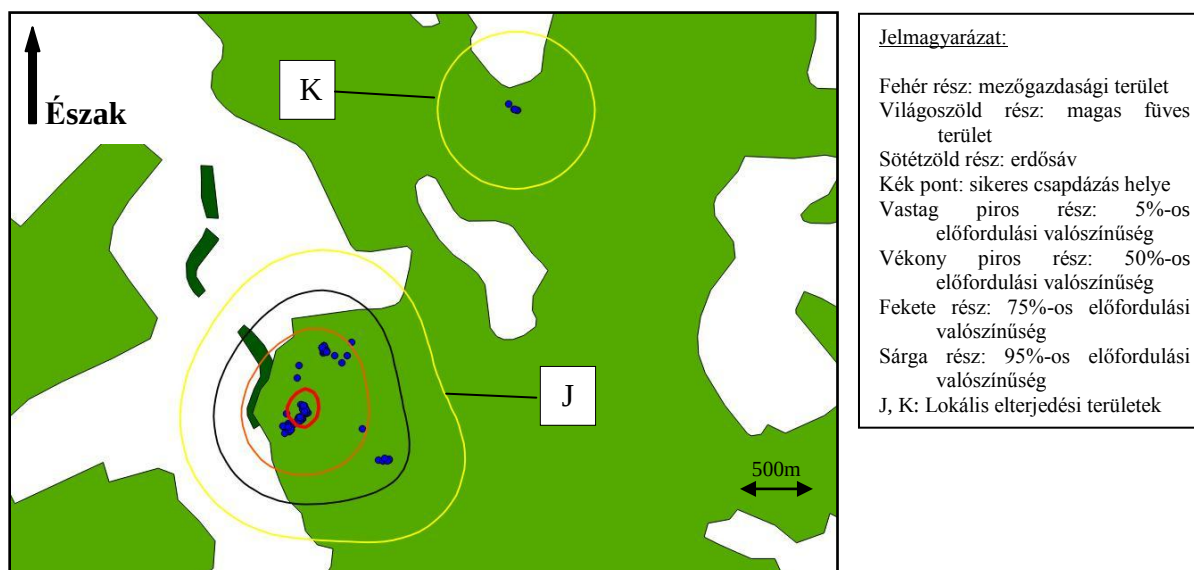
10. ábra: A nőstény egyedek előfordulása a csapdázási adatok alapján

3.6. ADULT ÉS JUVENILIS EGYEDEK ELŐFORDULÁSA

Az adult (11. ábra) (a sárga szegéllyel határolt részek összterülete 237,8 ha) és a juvenilis (12. ábra) (a sárga szegéllyel határolt részek összterülete 338,1 ha) egyedek előfordulási valószínűsége hasonló. Mindkettőnél egy nagyobb („H” és „J” jelöléssel a központi mag körül elhelyezkedve), és egy („I” és „K” jelöléssel a központtól észak-keleti irányban) lévő kisebb régiót láthatunk.



11. ábra: Az adult egyedek előfordulása a csapdázási adatok alapján



12. ábra: A juvenilis egyedek előfordulása a csapdázási adatok alapján

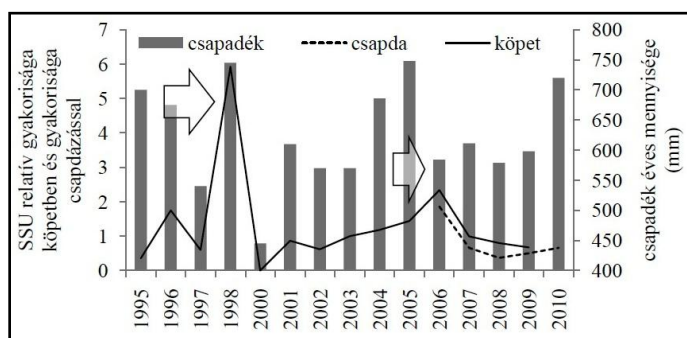
4. DISZKUSSZIÓ

Dolgozatomban a csíkos szöcskeegér (*Sicista subtilis trizona*) magyarországi populációjának idő-, illetve térbeli változásait vizsgáltam. Elemeztem a 2006-2014 évek között fogott egyedek számát, ennek a változását, a nem és kor megoszlását, majd ezekre mozgáskörzet analízist készítettem. Munkámhoz a Bükki Emlőstani Kutatócsoport Egyesület (BEKE) és az ELTE munkatársai által gyűjtött *Sicista* csapdázási adatokat használtam fel, amelyet a saját terepi munkám eredményeivel, tapasztalataival egészítettem ki.

A csapdázás az egyik legelterjedtebb módszer a kisemlős populációk monitorozására. Nemcsak a populáció hozzávetőleges méretéről kaphatunk így képet, hanem, hogy milyen az adott habitatban az idő- és térbeli eloszlás, az élőhelypreferáltság, ezek milyen mértékben fednek át, a populáció dinamikája milyen idő- és térbeli mintázatot mutat.

Az egyedszámok időbeli változását megnézve nem szignifikáns ($p=0,207$) csökkenést tapasztaltam az évek során. Az adatokat összevetettem a csapdaéjszakák számával is, de az analízis nem mutatott szignifikáns összefüggést ($p=0,0785$). Ezzel megvizsgáltam, hogy a csapdaéjszakák száma befolyásolta-e az egyedszámot az évek során. Az eredmények értelmezéséhez figyelembe kell venni a kis mintaszámot.

Két kiugró érték is megfigyelhető 2007-ben és 2011-ben. Ezt a megelőző csapadékdús évek (2005 és 2010) (13. ábra) eredményezhették, melyet ugyanezen évek bagolyköpet-

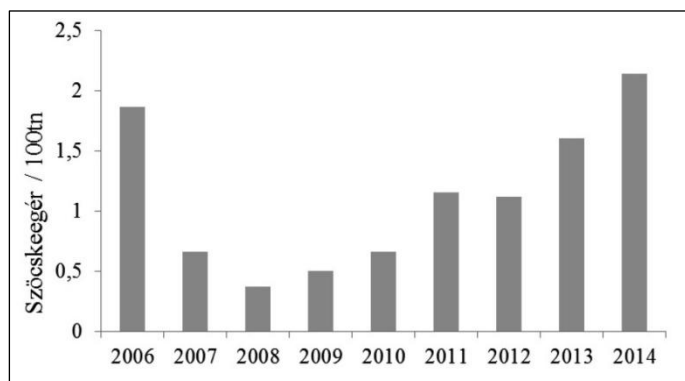


13. ábra: A csíkos szöcskeegér (*Sicista subtilis* - SSU) denzitása az előző évek csapadék mennyiségének függvényében (Cserkész 2010)

elemzése is megerősítette (Cserkész 2010). A kedvező években a dúsabb növényzet több rejtekhelyet és jobb táplálékforrást biztosított. Pozitív hatása azonban, a populáció egyedszámának növekedésére, csak a rákövetkezendő évben érvényesült, mint azt más rágcsálónál is kimutatták (Hanski és mtsai. 1991).

Annak ellenére, hogy az adott év születési rátája magas lehetett, mégsem ez, hanem ugyanezen év alacsony mortalitási rátája fejtheti ki a populációra a legnagyobb hatást, és így jelentős állományerősödést okozhatott, mint látható volt ez más kisemlősöknél elvégzett kutatásnál is (Korpimäki 2004).

Bár látszólag csökkenés figyelhető meg az évek során az egyedszámok időbeli változásában, a csíkos szöcskegér nagyecséri populációjának a denzitása stabil és részben



14. ábra A csíkos szöcskegér nagyecséri populációjának élvefogó csapdázással becsült denzitása (fogott szöcskegegek száma X 100)/(csapdaszám X csapdázással töltött éjszaka), mértékegység: 100 csapdaéjszaka (tn=trapnight), 2013-ra a megelőző és a következő év átlaga lett számolva (BEKE 2014)

emelkedő tendenciát mutat (14. ábra).

Ez talán annak tudható be, hogy a területen 2009 óta nem folyik kaszálás (Cserkész Tamás személyes közlése), valamint tudatosabban odafigyelnek a haszonállatok legeltetésére is. Ennek eredményeként az élőhelyeket dúsabb és összefüggőbb növényzet borítja, így az megfelelő táplálékkal és védelemmel szolgál az állatok

számára. Továbbá nőtt a társulások ökológiai intenzitása is, és ezzel párhuzamosan csökkent a folt-háttér kontraszt, amely pozitív hatásként segítheti elő a további területi elterjedéseket.

Az ivarmegoszlásnál 2006-ban, 2007-ben és 2014-ben figyeltem meg kiugró értékeket. Közvetlenül a csapadékdús éveket követően a nőstények a kedvező környezeti feltételekre pozitívan reagáltak, ami jelentősen több hím utódot eredményezett. Hasonló jelenséget több más rágcsálónál is kimutatták már (Trivers és Willard 1973, Cameron 2004). A fogási adatokból kitűnik, hogy a kezdeti nagy gradációs hullám pár év alatt fokozatosan elült és 2009-re a hímek jelenléte a populációban alacsony értékre esett vissza. Sem ebben, sem a 2011-es évben nem sikerült hím egyedet csapdázni, pedig mindkét évben nagyon magas volt a sikeres fogási arány. Ennek oka talán az lehetett, hogy a hím egyedek a párzás után eltűntek a területről (tehát a hímek mozgáskörzete (home range) jelentősen nagyobb lehet, mint a nőstényeké), valamilyen oknál fogva, azonban ezen tény vizsgálata és magyarázata még további kutatásokat igényel. Számos emlősfaj ismert, amelynél a hím és nőstény egyedek eltérő szociális magatartást és territórium mintázatot mutatnak. Ugyanígy rágcsálónál is több hipotézist javasoltak az elterjedési mintázatok és a párzási rendszerek vizsgálatára. Az egyik ilyen, amikor az élelem típusa (gyakorisága, eloszlása, megújulása) határozza meg a nőstény egyedek területi eloszlását, ami így befolyással van a hím egyedek területi eloszlására (female in space modell, Ostfeld 1990). Ennek részben módosított változatánál már figyelembe veszik a szaporodóképes nőstények időbeli változását is (female in time and space modell, Ostfeld 1990). Bár számos különböző tanulmány és kísérlet

született a kisméltóságok területi rendszerének fajok közötti különbségeinek és a fajon belüli rugalmasságainak a bizonyítására, a legtöbbje elfogadja a fentebbi hipotéziseket (Wu és Yu 2004). Az adatokból továbbá kitűnik, hogy az egyes években tapasztalható kiugróan magas nőstény vagy hím egyedek jelenléte a populáció felnőttkori ivarárányának (Adult Sex Ratios - ASR) időszakonkénti eltolódását is mutatja. Ez hosszútávon akár a populáció kihalását is eredményezheti, ha valamilyen környezeti vagy antropogén tényező hatására ez az állapot állandósulna.

A kormegoszlásnál szintén egy 2006-tól kezdődő csökkenő tendenciát figyeltem meg az adult egyedek arányában a juvenilisokhoz viszonyítva, ami a 2009-2010-es években már részben emelkedett, majd a 2014-es év felé haladva lassan helyreállt. Az első csapadékdús évet (2005) követően sok utód született, de a másodikat (2010) követően ez már kevésbé volt érzékelhető. Helyette 2010-ben, a várttal ellentétben, több adult egyed került csapdába és a százalékos arányuk is folyamatosan nőtt. A kezdeti években a juvenilis egyedek nagymértékben stabilizálhatták, növelhették a populációt, de az utóbbi években tapasztalt alacsonyabb százalékos arányuk némi aggodalomra adhat okot

Az előfordulási térképen a mag- és a központi részekként megjelölt (vastag és vékony piros szegéllyel határolt) területek védelme talán a legfontosabb az állat szempontjából. Ha ezen a kis, mindössze 30 ha-os részen történik valamilyen súlyos, nem várt környezeti vagy antropogén hatás, akkor az a populáció kihalását eredményezheti. Az itt megfigyelhető magas csapdázási sikerek oka, a magas denzitási tényező mellett, a terület viszonylagos nyugaltsága, stabilitása. A területen nem folyik kaszálás és állatokat sem legeltnek, mert valamikor egy tanya és a hozzá tartozó udvar állt itt. Az egyeletlen talaj gazos, magas fűvel borított, közepén egy kis akáccsal, így viszonylag háborítatlanul tud a populáció megmaradni ott. A központi területtől észak-keletre található másik, kisebb csoportosulás (B.) szintén egy akácos erdőfolt mellett található, amely helyzetéből adódóan csak részben védett az antropogén hatásoktól.

Az előfordulási térképen a 2006 és 2014 közötti sikeres csapdázási adatok lettek feltüntetve, melyek az egyedek előfordulási valószínűségét mutatják összesítve. Mivel csak nyolc évre visszamenőleg vannak hasonló adatok, így a kicsi mintaszám részben torzította a vizsgálatot. A térkép középső (A.) területén található meg a populáció a legnagyobb számban, az egyedek előfordulása nagy részben átfed. Itt három viszonylag jól elkülöníthető kisebb csoportosulást is megfigyelhetünk a feltüntetett kék pontok sűrűsége alapján (1, 2, 3). Ezek a

jelenleg és korábban legalkalmasabbnak, leginkább preferálnak tekinthető élőhelyfoltokat mutatják. Egyike a magterület és közvetlen körzete (1.), ahol jelenleg is a legnagyobb a fogási valószínűség. Innen kifelé haladva, az eltelt évek során tapasztalható egyre jelentősebb negatív antropogén hatások következtében, folyamatos mértékben csökken az alkalmas élőhelyfoltok száma, illetve területe. Az észak-keleti irányban lévő kisebb piros szegélyes központ és körzete (2.) a 75%-os előfordulási valószínűségű terület határán található. Mivel egyik oldalról egy akácos erdőfolt, másiktól pedig mezőgazdasági terület határolja, így csak részben védett, amit az alacsonyabb csapdázási siker is jól mutat. Jelenleg alkalmas élőhelyfolt az állatok számára, de a fokozódó antropogén nyomás hatására ez a státusza idővel változhat. A dél-keleti irányban található (3.) területen jelenleg, a folyamatos kaszálások és túllegeltetések következtében, nem található kellő mennyiségű és minőségű vegetáció, amely a szöcskeegér számára szükséges lenne. A másik (B.) kisebb területen alacsonyabb volt a denzitás.

A nemek területi eloszlásánál feltűnő eltérést tapasztaltam, hisz a hím egyedeké jelentősen kisebb összterületű (39,4 ha), mint a nőstényeké (490,6 ha). Mivel az ivarmegoszlási diagramokon az nőstény egyedek időszakosan megnövekedett jelenléte a populációban többször is megfigyelhető volt, ez a hatás itt is megmutatkozik. A hím egyedek elterjedése egy kettős központú (C.), illetve egy másik kisebb rész (D.) körül viszonylag homogénen oszlik el. A központi területen kívüli hiányuk, vagy jelenlétük azonban további vizsgálatokat igényel. A nőstény egyedek elterjedése egyrészt fedésben van (a fekete szegéllyel határolt terület a 10. ábrán) a hím egyedekével (a sárga szegéllyel határolt területek a 9. ábrán), másrészt ezen felül két további kisebb csoportosulást (F. és G.) is tartalmaz. A jelen adatok alapján jól detektálható a nőstény egyedek stabilabb gyakorisága és nagyobb területi eloszlása a populációban. A központi területtől távolabb előforduló egyedeik idővel erősíthetik a populáció további terjedését, valamint elősegíthetik új központi részek kialakítását (kolonizációt) is.

Az adult (237,8 ha) és juvenilis (338,1 ha) egyedek területi megoszlása kis mértékben különbözik csak. A térképeken látható, hogy mindkét esetben továbbra is megmarad a mag- és központi területek preferáltsága (H. és J.), ám egy másodlagos, távolabbi kicsi csoportosulás itt is feltűnik (I. és K.). A területi eloszlások jól korrelálnak egymással, viszonylag egységesek, valamint nagy részben (70%) fedik egymást. A kormegoszlási

diagramok alapján tapasztalt adult egyedek időlegesen megnövekedett jelenléte a populációban nem okoznak nagyobb területi eloszlásokat a juvenilisekhez viszonyítva.

A felvetett hipotézisemre, miszerint az előfordulási mintázatok nemtől, illetve kortól is függnének a következő eredményeket kaptam. A nemre vonatkozóan azt tapasztaltam, hogy van eltérés a hím és nőstény egyedek területi előfordulásai között, így a hipotézisem itt igaznak bizonyult. A csapdázási adatokból kitűnik, hogy a nőstény egyedek több mint 12x nagyobb összterületen találhatók meg, mint a hímek. Ezen nagymértékű különbség jelentősen eltolja a populáció felnőtt kori ivararányát a nőstények javára. Az eltérés hátterének kivizsgálását a további kutatásaink során szeretnénk elvégezni. Különböző kistrágsálóknál készítettek már a nemek arányának dinamikájára vonatkozó összehasonlító (Olenev és Grigorkina 2011), illetve az afrikai csíkos egér nőstényeire vonatkoztatva hasonló manipulált home range vizsgálatot (Schoepf és mtsai. 2015), de *S. subtilis* fajcsoport esetében még nem.

Hipotézisem második felvetésére, a korra vonatkoztatva, nem tapasztaltam jelentős eltérést az adult és a juvenilis egyedek területi előfordulása között. Ennek oka feltehetőleg az lehet, hogy a populációban viszonylag kiegyensúlyozott arányban vannak jelen a két kor egyedei. A juvenilis egyedek nagyobb területi megoszlása az adult egyedekéhez képest adódhat az elmúlt évek jó környezeti hatásaiból, és a populációban nagyobb számban (nagyobb területi előfordulással) megtalálható nőstény egyedek szaporodási sikeréből is.

További jövőbeli terveink között szerepel, az alapozó vizsgálatokra építve, az állat élőhelyének megóvása és a „faj” megmentése. Habár jelenleg még csak alfaji státusszal rendelkezik, a legújabb kutatások eredményei (Cserkész és mtsai. 2014b) mégis bizakodással töltenek el, hogy hamarosan faji szintre emelik. Ez sokkal több lehetőséget nyitna meg előttünk hazai és nemzetközi fórumokon egyaránt. Szeretnénk optimalizálni a szőrmintából történő DNS kivonást, amely non-invazív mintavételezés révén tenné lehetővé a mikroszatellit lokuszok vizsgálatát. Erre építve variabilitás vizsgálatot és populációméret becslést végeznénk. A vizsgálatokat követően az állatot állatkertben tervezzük szaporítani, melyhez szintén elengedhetetlen a genetikai vizsgálat. (pl. ne közeli rokon egyedeket párosítsunk). Variábilis mikroszatellit lokuszok birtokában minden egyedet azonosítani tudunk majd, amely lehetővé teszi, hogy időnként új, vadon befogott egerekkel frissíthessük a génállományt. Az eddigi eredmények, valamint a folyamatban lévő vizsgálatok nagymértékben alátámasztják, hogy ennek az alfajnak a megmentése kulcskérdés, melyet a

faji szintre emelése és a jövőbeli védelmet megalapozó vizsgálatok kivitelezése nagymértékben segíteni fog.