

Az atracélcincér (*Pilemia tigrina*) és élőhelyeinek természetvédelmi helyzetképe a Dél-Tiszántúlon

Danyik Tibor

The nature conservation status of *Pilemia tigrina* and its habitats in South-Tiszántúl: In the research conducted in 2017, we surveyed the habitats of *Pilemia tigrina* in Southeast Hungary. We proved the presence of the species in 288 sites out of 337. Classification of sites in relation to the ecological needs of the species was made the first time. We surveyed the population size and distribution of foodplants, the threats and the naturalness for each site. Based on the results we estimated the likelihood of the long-term survival of the sites. As part of the species conservation strategy, we did the first translocation of *Pilemia tigrina* to a new site with success.

Keywords: *Pilemia tigrina*, *Anchusa barrelieri*, distribution, loess bound, habitats, threats, long-term survival, conservation

Kulcsszavak: *Pilemia tigrina*, *Anchusa barrelieri*, elterjedés, löszmezsgye, élőhelyek, veszélyeztető tényezők, hosszú távú fennmaradás, természetvédelmi megőrzés

Bevezetés

Az atracélcincér (*Pilemia tigrina*) Magyarországon a 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet értelmében fokozottan védett bogárfaj, az Európai Közösségek Tanácsának a természetes élőhelyek és a vadon élő állatok és növények védelméről szóló 92/43. számú EGK Irányelv magyarországi jogharmonizációját szolgáló 275/2004. (X.8.) Korm. Rendelet 2.A) számú mellékletében szerepel, mint közösségi jelentőségű állatfaj, valamint a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerben (NBmR) monitorozásra jelölt faj.

A faj hazai állományainak legnagyobb része a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén található, így a természetvédelmi kezelő felelőssége a faj hosszú távú megőrzésében kiemelkedőnek mondható. Ennek érdekében az Igazgatóság másfél évtizede támogatja és segíti az atracélcincér-kutatást.

A *P. tigrina* életmódjából és élőhelyeinek veszélyeztetettségéből fakadóan kritikusan veszélyeztetett fajnak számít, megőrzésének alapfeltétele tápnövénye, a kék atracél (*Anchusa barrelieri*) állományok és a tápnövény jelenlétével érintett gyepek megőrzése, helyes kezelése. Annak ellenére, hogy a fajjal kapcsolatban már 1997-ben megfogalmazták a kutatás és monitorozás szükségességét az elkövetkező 20 évben a vizsgálatok a faj biológiájára, ökológiai igényeire és elterjedési területének pontosabb megismerésére koncentráltak. A sorozatos kutatások eredménye révén 2017-re elértük, hogy a faj dél-tiszántúli élőhelyeit és elterjedését pontosan ismerjük, azonban egy vizsgálat se foglalkozott részletesen az egyes élőhelyek állapotával. Bár több alapos botanikai felmérést végeztek a faj élőhelyein, ezek eredményei csak részben adaptálhatók egy faj szempontjából történő élőhelyminősítésre. A faj elterjedésének és biológiájának ismerete kellő mértékű a védelem ezen aspektusának végrehajtásához, a sikeres konzerváció szempontjából

jelenleg ismerethiány az élőhelyek állapotának és hosszútávú fennmaradásnak ismeretében mutatkozik. Ezen okok miatt 2017-ben 337 élőhelyfolt felmérése történt meg, amely elsődlegesen az élőhelyek, a faj túlélése szempontjából fontos háttérváltozók térképezésére irányult. A vizsgálat alá vont élőhelyek a békési és csongrádi állományok 90-95%-át fedték le, így reális képet kapunk a faj élőhelyeinek állapotáról és jövőképéről.

Fajjal kapcsolatos alapinformációk

Taxonómia

A *Pilemia* genus négy fajjal képviselteti magát Európában. Kettő közülük a XX. század utolsó negyedében írt le HOLZSUCHUH (1984). Ezek a *Pilemia inarmata* Görögországból és a *Pilemia serriventris* Bulgáriából. A további két faj Magyarországon is előfordul: ezek a macskaherecincér (*Pilemia hirsutula*) (FRÖLICH, 1793) és az atracélcincér (*Pilemia tigrina*) (MULSANT, 1851).

A cincérek (*Cerambycidae*) családján belül a *Pilemia*-fajok a *Lamiinae* alszalád *Phytoeciini* nemzettségébe tartoznak. A nemzettség többi hazai genusától (*Cardoria*, *Musaria*, *Phytoecia*, *Opsilia*) abban különböznek, hogy szárnyfedőik foltosan szőrösek, míg a többi genusnál a szárnyfedők szőrzete egyenletes (KOVÁCS 2005)

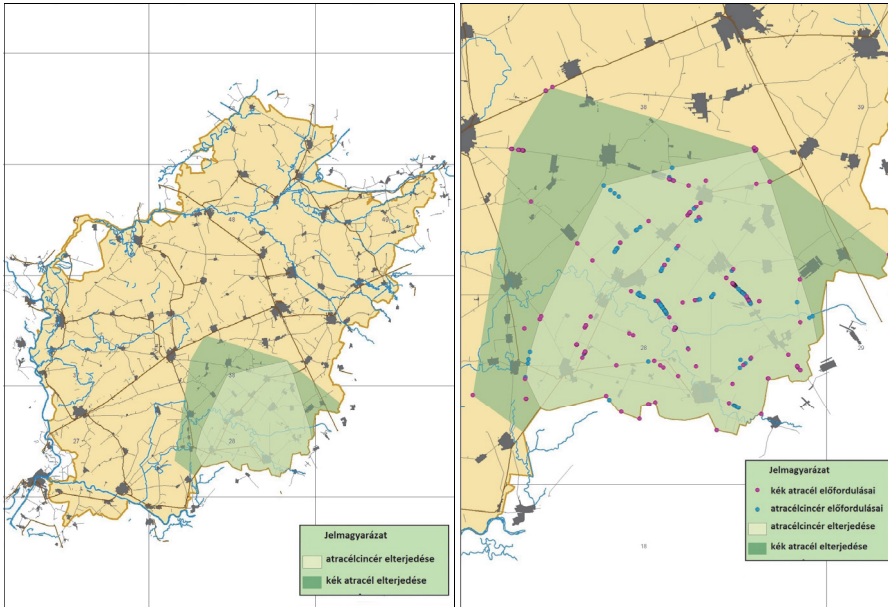
Morfológia

Az atracélcincér teste fekete, ritkán barnába hajló, 8-15 mm hosszú, melyet szürkésfehér, szabálytalan mintázatú lesimult szőrzet fed, aminek következtében márványosan foltos színezetű. Az előtör hátlemezen és a szárnyfedők szegélyénél barnásvöröses árnyalatú sávokat visel. A csáp ízei erősen kontrasztosan gyűrűzöttek, sötét és világos sávok váltják egymást, az első 3 csápíz egyszínű szürke, melyek vége feketébe hajló. A lábszárak alapszíne sárgászvörös, amit szintén szőrzet borít. A faj ivari dimorfizmusa minimális. A csáp hosszának tekintetében a nőtényé alig valamivel ér túl a szárnyfedők középvonalán, míg a hímé hosszabbak, de nem érik el a szárnyfedők végét. A hím hasa oldalnézetben homorúnak látszik, elülső potrohszelvényén két kis dudort visel, a nőtényé inkább domborúnak, valamint a nőtény szárnyfedői szélesebbek, de ez csak a két ivar együttes megfigyelése alkalmával szembevetőd.

Elterjedés

Az atracélcincér pontomediterrán elterjedésű faj, megtalálható Magyarország, Románia, Szerbia, Bulgária, Ukrajna, Örményország, Moldova (CSATHÓ 2009) és Oroszország déli területén.

Hazánkban a Mecsek-vidéket (Hosszúhetény), a Mezőföldet és a Körös–Maros közét említi a szakirodalom, mint a faj előfordulási helyét. Az utolsó mezőföldi (Simontornya) adatok az 1930-as évekből származnak, így onnan kizusztultnak kell tekinteni az atracélcincért (KOVÁCS 2004), mivel azóta se került elő a faj. A mecseki populáció újbóli felfedezésére 1997-ig kellett várni, amely Tóth István Zsolt természetvédelmi őr nevéhez fűződik. A békés–csanádi-háton 1986-ban találták meg újra a cincért és élőhelyadatai a kilencvenes évek óta fokozatosan gyarapodnak. Elterjedési területe a Dél-Tiszántúlon 2010 után vált teljesen ismertté (1. ábra), előfordulási centrumnak Mezőkovácsháza és Kunágota tekinthető, északi irányba Csanádapáca, Pusztotaflaka és Kétegyháza, nyugati irányba Pitvaros és Mezőhegyes, keletre Kevermes és Lökösháza, míg déli irányba Battonya vonaláig fordul elő. A Körös–Maros közű populációk teszik ki a hazai állomány majdnem egészét, a baranyai élőhelyek 1-2 százalékát őrzik a magyarországi állományoknak.



1. ábra Az atracélcincér és a kék atracél elterjedési területének meghatározása MCP (Minimum Convex Polygon) módszerrel, valamint azok ismert előfordulása az elterjedési területen belül (a térképek DANYIK 2011-es munkájából származnak)

Figure 1. Potential distribution area of *Pilemia tigrina* and *Anchusa barrelieri* based on MCP (Minimum Convex Polygon) method and their known localities within this area (maps from DANYIK 2011)

A faj ökológiája és élőhelyi igényei

Az atracélcincér egy monofág (egy tápnövényű) táplálkozó rovar, kizárólagos tápnövénye a kék atracél (*Anchusa barrelieri*), amelyben endofág életmódot folytat a fejlődő lárvá. Ez a növényfaj már több mint száz éve szerepel a szakirodalomban, mint az atracélcincér tápnövénye, azonban ezt először 1998-ban Kovács Tibor biológus-muzeológus bizonyította. Élőhely tekintetében nem válogatós, elterjedését tápnövényének jelenléte határozza meg. Természetes és természetközeli élőhelyek vonatkozásában a kék atracélt a Körös–Maros közén száraz gyepekben, löszpusztagyepekben, mezsgyéken, meszes talajú sztyeppréteken találjuk. Az ANÉR-ben meghatározott élőhelyek közül a löszgyepek, kötött talajú sztyeppréteken (H5a) él, a Natura 2000 élőhelyek közül a pannon löszgyepekben (6250) fordul elő.

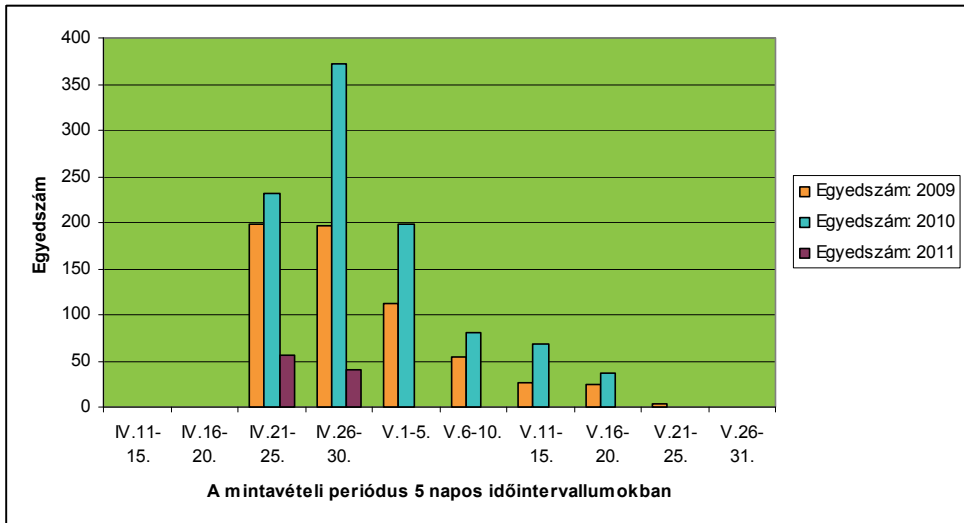
Párást követően a nőtény a tápnövény szárába helyezi petéit, teszi mindezt úgy, hogy először lyukat rág a növény szárának bőrszövetén keresztül, majd a résen át tojócsövével petéit a védett üreges hajtásba helyezi (KOVÁCS 2004). A peterakást követően a sérült növényi rész bebarmul-befeketedik (varasodik), nyoma jól detektálható a zöld szár felületén, de a hajtás elszáradása után is megtalálható, főleg a levélhóraljknál. Növénytövenként három-hét, de néha akár húsz-harminc petét is találhatunk, az még nem vizsgált, hogy hány nőténytől származnak az ilyen nagyszámban elhelyezett peték. A lárvák a növény szárának belsejében kelnek ki (2. ábra) június elején, kezdetben ott is táplálkoznak, de azonnal lefelé indulnak, és hamarosan elérik a gyökérnyakat. Június második felétől már a gyöktörzsben rágnak. A fejlődő lárvák nem viselik el

fajtársaik jelenlétét, megrágják egymást a növény szárában vagy a gyökérzetben, így végül minden növényben csak egy lárva marad életben. A bábozódás nyár végén történik, az imágó még abban az évben, néhány hét múlva kel ki, és csak a következő év áprilisának végén hagyja el a bábkamrát.



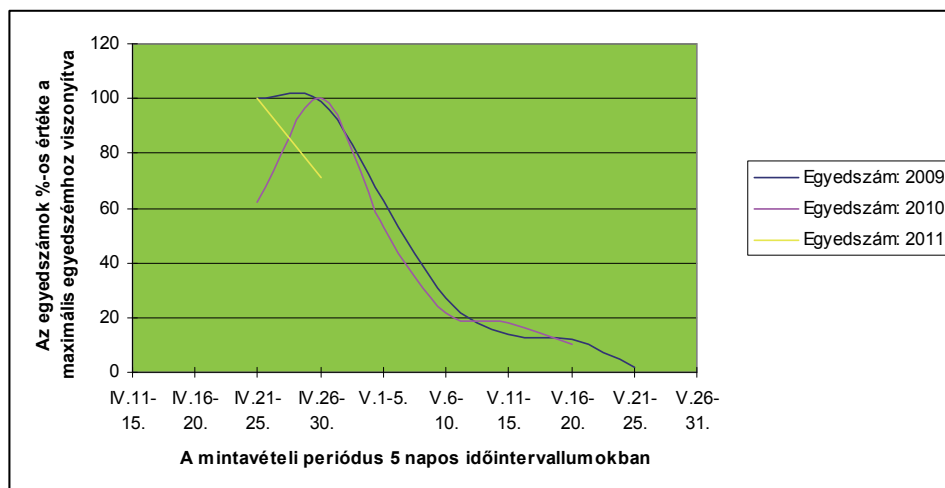
2. ábra Az atracélcincér petéje (a), lárvája (b) és annak rágásképe a tápnövény szárában (c) és gyöktörzsében (d)
Figure 2. Eggs (a), larvae (b) and chewing pattern in stem (c) and rhizome (d) of hostplant of *Pilemia tigrina*

Korábbi szakirodalmak az imágók rajzásának kezdetére április végét, a rajzáscsúcsra május elejét adták meg. A 2009–2011 közötti vizsgálatok bebizonyították, hogy az imágók már egészen korán, április elején megjelennek. A 2004-es évig április 21. (1934) szerepel, mint legkorábbi feljegyzett gyűjtési adat, CsATHÓ április 18-ról (2007) közli legkorábbi észlelését, míg 2011-ben április 9-ről, 2017-ben pedig már április 3-ról vannak észlelései a szerzőnek. A rajzáscsúcs április végére, május elejére esik, egyedei legkésőbb június közepéig vannak jelen (4. ábra). A korábbi megállapításoktól eltérően a faj rajzása nincs szoros összefüggésben tápnövényének virágzásával, azt szigorúan véve nem követi. Az adott év időjárása nagyban képes befolyásolni a kék atracél fenológiai fejlettségét, melyet a faj kisebb plaszticitással követ. Az egyes években megfigyelhető egyedszám erősen változhat (3. ábra), mint ahogy a tápnövény hajtásszáma is nagy szórást mutat a különböző években. Ez esetben joggal feltételezhetünk összefüggést a cincér és tápnövénye tömegességi viszonyai között, hisz az adott év hajtásszáma, mint peterakási szubsztrátum, alapjaiban határozza meg a következő évi generáció egyedszámát.



3. ábra A 2009–2011 között végzett vizsgálatok során regisztrált egyedszámok a mezőkovácsházi állandó mintavételi területen (az ábra Danyik 2011-es munkájából származik)

Figure 3. Densities during 2009-2011 period at sampling area near Mezőkovácsháza (Figure from DANYIK 2011)



4. ábra A 2009–2011 mintavételi évek rajzási intenzitásának összehasonlítása (az ábra DANYIK 2011-es munkájából származik)

Figure 4. Swarming intensity during 2009-2011 period (figure from DANYIK 2011)

A kifejlett cincérek a nappalt tápnövényükön vagy annak közelében töltik. Gyors mozgásúak, veszély esetén olykor nagy távolságból is szárnyra kapnak vagy ha már nincs idejük elröpnülni, akkor leejtik magukat a tápnövényről és halottnak tettetik magukat. Rossz időjárási körülmények mellett (erős szél, eső, köd), illetve az éjszaka folyamán az egyedek a tápnövény virágzatán, vagy a hajtások és levelek tövénél található meg aggregáltak. Ilyenkor az alacsonyabb hőmérséklet miatt dermedt, inaktív állapotban vannak, mely lehetőséget adhat különböző vizsgálatok elvégzésre. Jó röpképességének köszönhetően a faj viszonylag nagy távolságokat képes megtenni, ami jó terjedőképességet feltételez. DANYIK 2010-es vizsgálata során jelölés-visszafogás módszerrel átlagosan 200-500 méteres megtett távolságot mért, néhány egyed 800 méteres távolság megtételére is képesnek mutatkozott. Bizonyosan még ennél nagyobb távolságok megtételére is képes a lineáris élőhelyek mentén. Mindez jó terjedő- és kolonizációs képességet feltételez, amelyet alátámaszt az izolált és alig pár töves atracélfoltokban való megjelenése, mely tápnövényfoltok nem képesek önálló cincérrálmányt fenntartani.

Anyag és módszer

Az atracélcincér vizsgálatának első módszertani leírását a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) módszertani kötetiben (MERKL & KOVÁCS 1997) találjuk, ahol a faj populációszintű monitorozásra jelölik a szerzők. Vizsgálati módszerek az alábbi protokoll került meghatározásra: „Tápnövényről egyelés, hálós egyelés, fűhálózás; tápnövényből kinevelés”. A mintavétel során feljegyzendő információ a faj jelenlét-hiánya, illetve származtatott adatként a populációnagyság. A monitorozás célját és várható információkat MERKL & KOVÁCS (1997) a következőekben foglalja össze: „A még meglévő populációk feltérképezése azok védelme érdekében; a hazai elterjedés pontos megismerése; új információk az állat ökológiájának ismeretéhez.”

A mintavételi módszert KOVÁCS 2004-ben egészíti ki az általa összeállított Fajmegőrzési tervben, ahol megtartja az NBmR-ben közölt módszertant, a következő kiegészítéssel: „A leírtakhoz képest a mintavételezést ki lehet egészíteni a nőtény petéhez készített rágásnyomának (rágásnyom, peterakási var), a rágásnyom alapján pedig a petének vagy a lárvának a megtalálásával, ami rossz idő esetén és a rajzási idő befejeztével is sikerhez vezethet.” (5. ábra) A javasolt vizsgálati metodika tehát kitágítja a monitorozásra rendelkezésre álló időintervallumot, és függetleníti azt az imágók vizsgálatánál fontos környezeti paraméterektől.



5. ábra Az atracélcincér peterakásának helye (a), illetve rágásképe tápnövénye virágzatán (b)
Figure 5. The place for egg-laying (a) and chewing pattern in the flower of hostplant of *Pilemia tigrina* (b)

DANYIK 2009–2011 között végzett vizsgálatai során a MERKL & KOVÁCS (1997) által javasolt tápnövényről történő egyelést és a KOVÁCS (2004) által javasolt rágásnyom-keresést alkalmazta, azokat némileg kiegészítve. Módszertani ajánlásait a „Az atracélcincér (*Pilemia tigrina*) populációdinamikájának vizsgálata és védelme a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén” című 2011-es dolgozatában közli. Az imágók tápnövényről történő egyelését és vizuális megfigyelését a faj rajzási időszakának pontosításával és a legalkalmasabbnak tűnő vizsgálati időpont meghatározásával egészíti ki. Az imágók rajzási diagramja alapján megállapításra került, hogy a kifejlett egyedek április elején jelennek meg, a rajzáscúcs április utolsó harmadára esik és május végéig tart. Továbbá a vizsgálat megállapítja, hogy a rajzás nincs szinkronban a tápnövény fenológiájával, attól nem függ szorosan. Az egyelő keresés ideális időpontjának a rossz időjárási feltételek mellett (erős szél, eső, köd) az éjjeli mintavételi időpontot jelöli meg, mivel megfigyelései alapján az imágók ezen időszakokban a tápnövény virágzatán, vagy a hajtások és levelek tövével aggregálódva találhatók meg, dermedt és inaktív állapotban.

Egyetért a KOVÁCS (2004) által javasolt, a peterakás során keletkező rágásnyomon alapuló, a rajzás intenzitásától és időjárástól független mintavételi módszerével. Ezen módszert alkalmazza is, de csak kiegészítő jelleggel. Említést tesz a faj jelenlét/hiány megállapítására vonatkozóan a közvetett életjelek, mint a tápnövényen található rágásképek felismerésére (5. ábra), de nem alkalmazza.

A faj kvantitatív vizsgálatára már kevesebb tesztelt módszertani leírást találunk. Az NBmR 1997-es leírásában abundancia és dominancia viszonyok megállapítására a fűhálózást közlik a csapásszám standardizálásával. Az NBmR-ben és a Fajmegőrzési tervben tömegességi adatok gyűjtésére meghatározott módszerek csak relatív abundancia megállapítására alkalmasak, ahol szükséges lenne a változó kiterjedésű és tápnövény állományú élőhelyfoltok miatt valamilyen kalibrációra és mintaszám meghatározásra.

A populáció nagyság meghatározására vagy a relatív abundancia mérésére az imágók éjjeli egyelése és a peterakási varak keresése-számolása tekinthető alkalmas módszernek. A peterakási varak számolása nem ideális populációméret meghatározására, mivel a lerakott petékből kikelő lárvák jelentős része nem jut el a báb állapotig. Ennek oka, hogy a nőstény egy tápnövényre több petét is rakhat, amelyekből a lárvák intraspecifikus kompetíciója miatt általában csupán egy egyed képes kifejlődni. A relatív abundancia vizsgálat során leszámolhatjuk az összes, tápnövényen található peterakási varak számát (kis élőhelyfolt esetén) vagy alkalmazhatunk transzekt, illetve kvadráton alapuló mintavételi eljárást. A transzekt mintavétel a peterakási hely preferencia miatt (peterakás aggregációja) nem kellően pontos. A kvadrátos számlálás alkalmas metodika, de nagy ráfordítás igényű, amennyiben ilyen vizsgálat történik, úgy a mintavételi kvadrátokat az élőhely (tápnövényfolt) szegélyében és belsejében egyaránt el kell helyezni, mintavételi arányukat pedig az élőhelyfolt nagyságának függvényében szükséges meghatározni.

A 2009–2011 között zajló kutatások során első alkalommal kerül sor az atracélcincér egyedeinek jelölésén alapuló vizsgálatára (6. ábra), melyet a faj egyes populációinak egyedszám becslésére és a terjedési potenciál (migrációs képesség) meghatározására használt a szerző. A jelölés-visszafogás módszer a legnagyobb ráfordítás igényű, de egyben a legpontosabb adatokat szolgáltató módszer. A jelölések a faj morfometriai sajátosságainak figyelembe vételével a szárnyfedőkön kerültek elhelyezésre, melyek nem egyedspecifikus, csupán hely- vagy időspecifikus jelölést tettek lehetővé. Az eltérő jelölések azonosíthatóságát foltkombináció segítségével sikerült differenciálni.



6. ábra Jelölt atracélcincérek populációméret és migrációs képesség meghatározása céljából
Figure 6. Marked specimens for assessment of population size and migration capability of *Pilemia tigrina*

A faj legátfogóbb és részletesebb kutatására a Dél-Tiszántúlon 2017-ben került sor, amely az atracélcincér összes ismert állományának és potenciális élőhelyének térképezésére irányult, valamint az egyes állományok és élőhelyek természetvédelmi állapotának, veszélyeztetettségének és hosszú távú fennmaradási valószínűségének meghatározására vonatkozott. A célfaj jelenlét/hiány meghatározására KOVÁCS 2004-ben közölt peterakási varak detektálását alapul vevő módszertana került alkalmazásra, tömegességi adatok gyűjtése csak az egyes állományok relatív abundancia viszonyaira irányultak, azonban azok sem standardizált módszerrel. A jelenlét/hiány vizsgálat során az észlelt egyedek száma és ivara, valamint a peterakási varak száma EOV koordinátáival ellátott adatként került rögzítésre és adatbázisba illesztésre.

Először került felmérésre minden egyes élőhelyfolt vonatkozásában azok háttérváltozóinak értékei, így a tápnövény hajtásszáma, ahol kis állományok esetében pontos, míg nagyobb állományok esetében becslült minimum–maximum hajtásszám került meghatározásra. A tápnövény jelenlétével jellemezhető élőhelyfoltok kiterjedése méterben, hosszúság x szélesség paraméterekkel került rögzítésre. Az élőhelyek természetességének meghatározására az aktuális vegetáció fajkészletét, struktúráját, kiterjedését és degradációs fokát vettük figyelembe és osztályoztuk. Az egyes élőhelyeken, a mintavételek időpontjában jelen lévő veszélyeztető tényezőket a hatásuk súlyának megfelelően rangsorolva rögzítettük, amennyiben egy adott helyen több veszélyeztető tényező volt megfigyelhető, ott a három legjelentősebb szerepel az adatbázisban.

Az egyes élőhelyek időbeli fennmaradásának és élőhelyi alkalmasság-funkciójának jövőbeli becsléséhez az élőhelyfolt természeti állapotát, térbeli kiterjedését, a tápnövény hajtásszámát és az aktuálisan ható veszélyeztető tényezők számát, mértékét vettük alapul, amelyek tapasztalati értékelésével öt kategóriába sorolódtak. A minősítés során feltételezzük, hogy a vizsgálat időpontjában az élőhelyet érő biotikus és abiotikus hatások, a területhasználat módja és intenzitása a veszélyeztető tényezők száma és mértéke a jövőben nem fog változni. Nem számolunk az előre meg nem jósolható hatásokkal, úgy mint például az élőhely megsemmisülését okozó beszántás, közút felújítás-fejlesztés, szándékos vegyszerezés vagy a klímaváltozás hosszú távú hatásaival. Nem számolunk természetvédelmi beavatkozással vagy kezeléssel, amennyiben az nem volt jelen a területen a vizsgálat időpontjában vagy azt megelőzően.

„Rövidtávon kritikusan veszélyeztetett élőhelyek”: 1-8 év időtávon az élőhely megsemmisülésével kell számolni, mely csak azonnali természetvédelmi beavatkozással kerülhető el. Jellemzően kis kiterjedésű és kis hajtásszámú (1-100) tápnövény állományok, melyek már erősen degradáltak vagy másodlagos élőhelyek, ahol több negatív hatás egyszerre van jelen.

„Középtávon veszélyeztetett élőhelyek”: 8-15 év időtávon az élőhely jelentős degradációjával, szélsőséges esetben megsemmisülésével kell számolni. Azonnali természetvédelmi beavatkozással még visszaállítható és megőrizhető az élőhelyi-alkalmasság funkció. Ide sorolandók a kis kiterjedésű, de jelentősebb tápnövény állománnyal (100-250) jellemezhető élőhelyek, ahol több negatív hatás egyszerre van jelen.

„Középtávon fenyegetett élőhelyek”: 8-15 év időtávon konzervációs beavatkozás nélkül az élőhely degradációjával kell számolni, mely adott esetben az élőhely hosszú távú megszűnéséhez vezethet. A természetvédelmi beavatkozás sürgőssége nem azonnali, de kívánatos. 10-15 éves távlatban pedig szükséges beavatkozás az élőhely természetközeli állapotban tartásához. Ide tartoznak azon élőhelyek, melyek már jelentősebb területi kiterjedéssel rendelkeznek, a vegetáció állapota bár degradált és jelen vannak negatív hatások, de fajkészletében és struktúrájában egyértelműen felismerhető a lőszvegetáció. A tápnövény állományok 250-500 hajtással jellemezhetők.

„Hosszú távon sérülékeny élőhelyek”: 15-30 év időtávon az élőhely mérsékelt degradációja várható. A területen bár jelen lehet egy-egy negatív hatás, de annak súlya csekély, így az időben kivitelezett természetvédelmi kezeléssel a degradáció megelőzhető. Nagyobb kiterjedésű és

hajtásszámú (500-1000) élőhelyek. Egyes esetekben a hosszú távú élőhely-alkalmasság biztosítása a nagyobb tápnövény állománynak köszönhető, ahol a degradációs hatások csak lassan képesek alkalmatlanná tenni az élőhelyet a faj számára.

„Hosszú távon stabil élőhelyek”: 15-30 éves távlatban, a vizsgálat időpontjában jelen lévő folyamatok mellett az élőhely kedvező természeti állapota hosszú távon képes fennmaradni. A legnagyobb kiterjedésű és több ezres hajtásszámmal jellemezhető élőhelyek, degradációs hatás vagy folyamat nem detektálható, az esetlegesen jelen lévő területhasználat nem veszélyezteteti és csökkenti az élőhely-alkalmasság mértékét.

A faj jövőbeli intenzív monitorozása erősen ajánlott, ennek tükrében az alábbi módszert javasolom alkalmazni MERKL és KOVÁCS (1997), valamint KOVÁCS (2004) vizsgálati módszertanát alapul véve:

A faj monitorozására alkalmas fenofázisok:

imágó, pete/lárva

A faj monitorozásának optimális időpontja:

imágó: április 15 – május 10 között (időjárástól függően lehet +/- 1 hét)

pete/lárva: május eleje – június eleje. Az élőhelyek kaszálása miatt érdemes május közepéig, de legkésőbb végéig elvégezni.

A faj monitorozásának optimális napszak:

imágó: a nap bármely szakában, mennyiségi vizsgálat esetén szürkülettől pirkadatig vagy rossz (borús, esős) időjárási körülmények között pete/lárva: a nap bármely szakában

Jelenlét/hiány vizsgálatokra alkalmazható módszerek:

- imágók egyelő keresése a nap bármely szakában a megjelölt időszakban
- peterakási var keresése a nap bármely szakában a megjelölt időszakban
- a két módszer együtt is végezhető, mivel kis állományok esetén az imágók egyedszáma észlelési küszöb alá esik, ilyenkor a peterakási varak keresése jelentheti a sikereesebb módszert

Relatív abundancia meghatározásra alkalmas vizsgálati módszerek:

- imágók éjjeli egyelése a tápnövényről a megjelölt időszakban, valamilyen viszonyítási rendszert alapul véve, így egységnyi területre vagy transzéktra vonatkoztatva
- peterakási varak számolása a nap bármely szakában a megjelölt időszakban. A mintavételek standardizálása a keresési ráfordításra (időre), a vizsgált tápnövény tőszámára, vagy területi egységre kell, hogy történjen.

Populációnagyság meghatározásra alkalmas vizsgálati módszerek:

- imágók éjjeli történő jelölés/visszafogás vizsgálata
- azon állományok esetében ahol kivitelezhető a tápnövény pontos tő- és hajtásszámának meghatározása a peterakási varak tövenként történő leszámolása

A vizsgálatok során rögzítendő élőhelyi változók:

- élőhelyfolt (tápnövényfolt) kiterjedése m²-ben (hossz és szélesség megjegyzésben megadható)
- tápnövény minimális (becsült) hajtásszáma adott élőhelyfoltban
- tápnövény maximális (becsült) hajtásszáma adott élőhelyfoltban
- élőhelyfolt természetessége
- élőhelyfolt sérülékenysége, hosszú távú fennmaradásának esélye- veszélyeztető tényezők
- élőhelyfolt izoláltsága

Származtatott adatok:

- a faj jelenléte: igen/nem
- a vizsgált populáció becsült nagysága (egyedszáma)
- a vizsgált populáció/állomány relatív abundanciája
- az élőhelyfolt veszélyeztetettsége

Értékelés:

- a faj hosszú távú fennmaradásának valószínűsége
- a megőrzést szolgáló természetvédelmi intézkedések típusa és sürgőssége

A monitorozás gyakorisága:

- egyes kijelölt populációk állomány nagyság változás és trendmonitorozását 1-3 évente célszerű elvégezni
- a faj ismert összes élőhelyének és a potenciális élőhelyek teljes körű felmérését KOVÁCS (2004) javaslata alapján elég 3-5 évente elvégezni

Eredmények

Az atracélcincér elterjedési adatai

A vizsgálat részeként a faj jelenlét/hiány adatait gyűjtöttük. A felméréssel érintett 337 önállóan rögzített élőhelyfolt esetében 49 ponton nem sikerült kimutatnunk a faj jelenlétét (7. ábra). Összehasonlítva a 2017-ig rendelkezésre álló adatokkal, mindösszesen 6 olyan előfordulási pont maradt ki a vizsgálatból, melyről pontos, koordinátával ellátott adat állt rendelkezésre. Ebből legjelentősebb a Mezőhegyes–Pitvaros-határcsatorna mentén ismert élőhely, amely a vízügyi kezelő által kivitelezett korai kaszálás eredményeképpen nem volt felmérhető. Bár a korábbi adatok nem vethető össze a 2017-et megelőző időszakban jellemzően teljes mezsgyeszakaszokra adták meg a faj jelenlétét és nem az önálló pontként jellemezhető tápnövényfoltokra, ennek ellenére közel 15 élőhelyfolt esetében egyértelmű, hogy a faj és tápnövénye már nem található meg az élőhelyen.

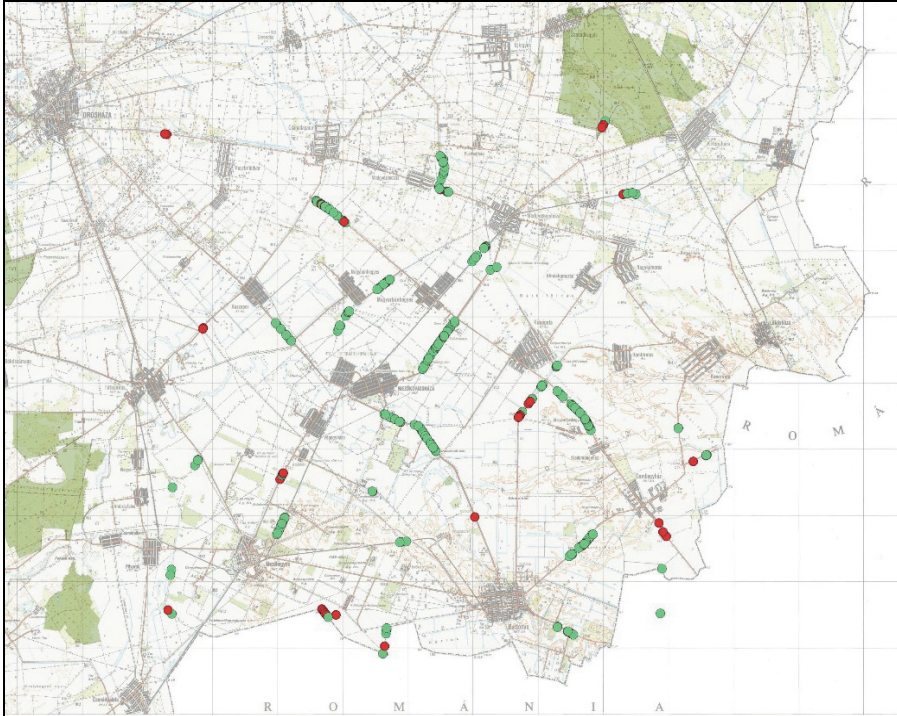
Tápnövény állományok mennyiségi viszonyai

A 2017-es vizsgálati évben mindösszesen 337 élőhelyfolt felmérése valósult meg, amely a Dél-Tiszántúlon ismert kék atracél állományok megközelítőleg 90%-át fedte le. Az élőhelyek állapotfelmérése során kalibrációs becsléssel vagy pontos hajtásszám meghatározásával rögzítettük a tápnövény állományok nagyságát. A kalibrációs becslés során a nagyobb kiterjedésű és hajtásszámú állományokra becsült minimális és maximális értéket adtunk meg, mindezt úgy, hogy egy kisebb, egységnyi területre vonatkozóan (az atracél borítási értéktől függően változott) meghatározásra került a pontos hajtásszám és ezen terület került arányosításra a teljes élőhelyfolttra. A kalibrációt minden élőhelyfolt esetében elvégeztük, mivel a tápnövény denzitása széles tartományban változott.

A rögzített adatokat 6 értéktartomány szerinti csoportra bontottuk, ennek megfelelően az 1-50 hajtás számú, az 50-100, 100-250, 250-500, 500-1000 és az 1000-es becsült hajtásszámot meghaladó kategóriák kerültek kialakításra (8. ábra).

A tápnövényfoltok közel fele (145) nem haladja meg az 50 hajtást, az állományok több mint egyharmada (37%) szintén az alacsonynak számító 250 hajtásszámú értékhatár alatt marad. A faj szempontjából bizonyosan stabil populációkat fenntartani képes tápnövényfoltok a 250 hajtást meghaladó állományoktól tekinthetőek, amely csupán a vizsgált atracélosok 19%-ra igaz. A valóban

nagy, 1000-es hajtásszámot meghaladó élőhelyfoltok száma csupán 12 darab, ami csupán 4%-a vizsgált tápnövényfoltoknak.



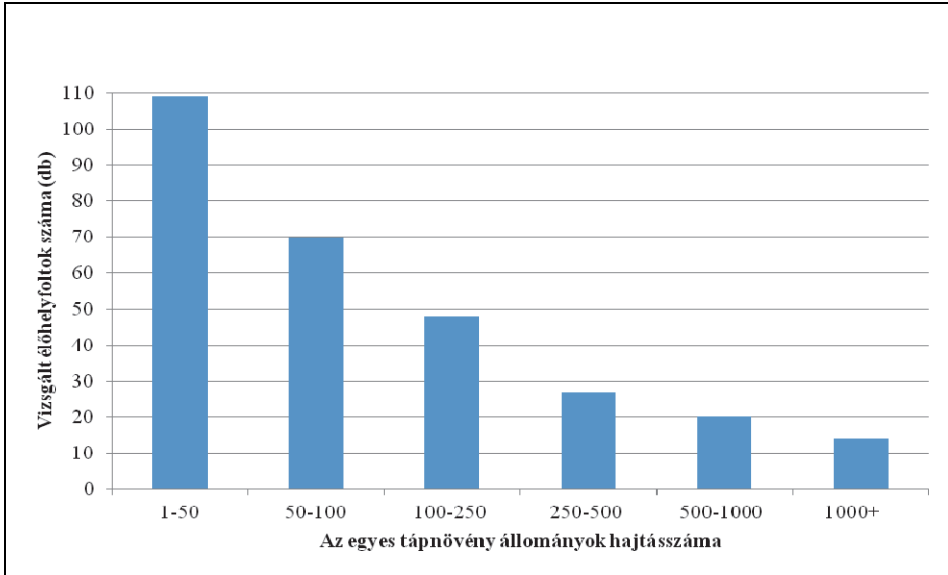
7. **ábra** A 2017-es felmérés során a vizsgált élőhelyfoltok, ahol az atracélcincér előfordulásának sikeres kimutatása zölddel és a faj sikertelen jelenlét keresése pirossal látható
Figure 7. Potential localities for *P. tigrina* studied in 2017. Green: presence, red: absence

Élőhelyfoltok degradációja

Az atracélcincér élőhelyeit szinte kizárólag az úgynevezett mezsgyéken fennmaradt lőszgyepmaradványok alkotják, melyek kicsi kiterjedésű, keskeny, lineáris gyepsávok a vonalas létesítmények (utak, vasutak, csatornák) szegélyében. Mivel élőhelyei erősen érintettek antropogén pontszerű és diffúz behatásokkal, valamint különböző biológiai inváziókkal ezért a faj fennmaradásának kulcskérdése az élőhelyek megőrzése. A vizsgálat által érintett élőhelyfoltok közül 308 esetben határoztuk meg a felmérés időpontján aktuálisan jelen lévő veszélyeztető tényezők típusát. Több negatív tényező esetén a három legjelentősebbet rögzítettük, valamint az általuk okozott és élőhelyre gyakorolt degradáció súlyának megfelelően rangsoroltuk őket.

Az eredményekből egy igen kedvezőtlen kép körvonalazódik, miszerint csupán 18 olyan élőhelyfoltot találtunk, ahol nem volt jelen veszélyeztető tényező, illetve amennyiben volt az napjainkra megszűnt. Ezzel szemben 290 folt területén legalább egy degradációs faktor jelen van,

azon pontok száma ahol egy veszélyeztető tényezőt találtunk 103, két jelentős hatással érintett élőhelyek száma 109, valamint a legjobban veszélyeztetett, három számottevő és az élőhely hosszútávú fennmaradást veszélyeztető faktorral érintett területek száma 78.



8. ábra A 2017-ben felmért 337 élőhelyfolt tápnövény hajtásszámainak mennyiségi eloszlása, ahol a becsült hajtásszámnál a minimum értéket vettük alapul

Figure 8. Densities of hostplant in 337 habitats studied in 2017 (based on the minimum number of sprouts)

A mezsgyék esetében az egyik legjelentősebb veszélyeztető tényezőként az elszántást – beszántást, mint az élőhelyet azonnal felszámoló tevékenységet szokták említeni, ezzel szemben azt találtuk, hogy bár az élőhely nem azonnali leromlását és megszűnését jelenti, de a leggyakrabban jelen lévő veszélyforrás a vegetáció gyomosodása. 199 vizsgálati ponton észleltük az élőhelyen jelentősebb borításban megjelenő gyomvegetáció jelenlétét, amely leginkább mellékhatása más veszélyforrásoknak, így egyes fajok miatt kialakuló nitrofil gyomtársulás, vagy a mezőgazdasági szántóterületekről érkező (olykor szándékos) vegyszerek és tápanyagok beemosódása, esetleg az intenzív taposás, de cserjeirtást követően a terület magára hagyása is sok esetben gyomosodást vált ki.

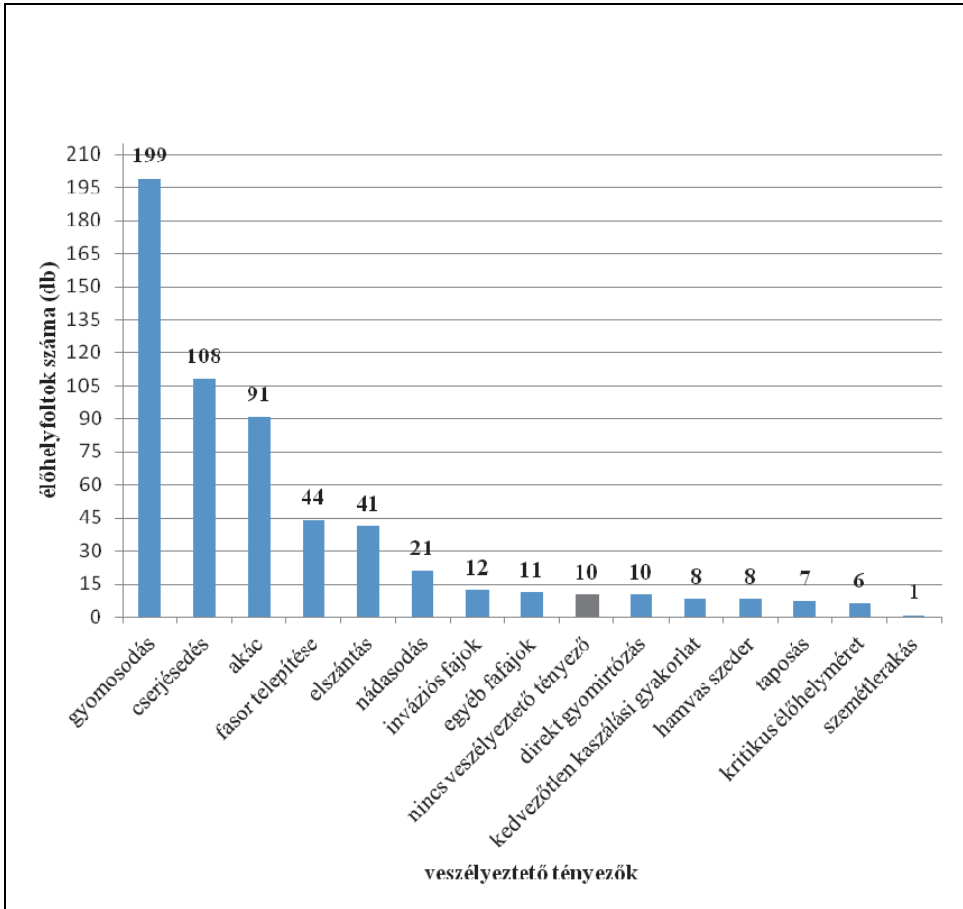
Az élőhelyeket korábban hagyományosan legeltetéssel és/vagy kaszálással hasznosították, ez a kezelési forma képes volt hosszú ideig megőrizni a vegetáció jó természeti állapotát, továbbá meggátolta a beerdősülést is. E hasznosítási formák jobbára feledésbe merültek és kezelés híján beindult a cserjék robbanásszerű terjeszkedése, mely az egyik legsúlyosabb veszély, 108 élőhelyfolt esetében a hosszú távú fennmaradást veszélyezteteti. A legjelentősebb fajokként a kökény (*Prunus spinosa*), fekete bodza (*Sambucus nigra*), veresgyűrűsom (*Cornus sanguinea*), közönséges orgona (*Syringa vulgaris*), vadrózsa (*Rosa canina* s.l.) és a mezei szil (*Ulmus minor*) sarjai jelentkeznek. A fehér akácot (*Robinia pseudo-acacia*) általánosan használták szegélyfásításra, így az élőhelyek közel egyharmadán, 91 atracélfoltban jelen van, mint problémaforrás. Az igazán nagy problémát

nem az idős, viszonylag távol álló szoliter fák jelentik, hanem a mellette fellépő nitrofil gyomosodás, valamint a gyökérsarjak. Az utak szegélyfásítása egy jelenleg is tartó folyamat (10d. ábra), mely leginkább a még jobb állapotú mezsgyeszakaszokat érintik. Leggyakrabban hegyi juhart (*Acer pseudoplatanus*), amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*) és turkesztáni szilt (*Ulmus pumila*) ültetnek. A fasortelepítés az élőhelyfoltok valamivel több, mint 10%-án van jelen és veszélyezteti azokat, hasonlóan a mezsgyék elszántásához. A beszántás miatti élőhelyvesztés napjainkra kisebb jelentőséggel bír, mint az elmúlt évtizedekben, ennek oka, hogy jobbra elfogytak a beszántható területek vagy a további beszántást a fásorok, mint fizikai akadályok nem teszik lehetővé. Az idegenhonos fajok hatása meglepően csekély a vizsgált élőhelyek esetében, mindösszesen 12 területen volt megfigyelhető, azonban érdemes megemlíteni, hogy idegenhonos, inváziós növényfajokkal erősen és régebb óta fertőzött területeken már nem találunk alkalmas élőhelyet, valamint e kategóriába nem értjük bele az akácot, azt külön kezeljük.

Egyéb növényfajok tekintetében a nád (*Phragmites australis*) terjedése és monodomináns válása jelentkezik még számottevően, egy-egy esetben a nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*), a lepényfa (*Gledichia triacanthos*) és a szürke nyár (*Populus canescens*), valamint a hamvas szeder (*Rubus caesius*) is megjelenik. Az olyan veszélyeztető tényezők, mint a szemétkerakás, illegális mezőgazdasági bejárók létesítése, a szándékos gyomirtó használat vagy a taposás lokálisan veszélyeztetik a faj egyes állományainak fennmaradását.

Számos esettel találkozunk, amikor a rossz területkezelés veszélyezteti az élőhelyet. A legnagyobb területi érintettséggel a vonalas létesítmények vagyongazdálkodói által fogatosított gépi kaszálás van jelen. Problémát a kaszálások időbeli ütemezése, a túl korai, illetve a túl gyakran végzett kaszálás jelenti (10b. ábra). Sok esetben pont ez a mezsgye kezelés akadályozza meg a cserjék térnyerését és tartja fenn az élőhelyet, a másik oldalon viszont homogenizálja a löszmezsgyék fajkészletét, a tápnövény korai kaszálása pedig ellehetetleníti a peterakást vagy a még szárban fejlődő lárvákat pusztítja el. A nem tervszerű vagy egyszeri beavatkozásoknál a mezsgyék cserjeirtását kell kiemelnünk, amely önmagában kívánatos tevékenység lenne, azonban ezt sok esetben totális gyomirtók használatával érik el (10a. ábra). Ilyen esetben a cserjék alatt és környezetében lévő gyepevegetációt is megsemmisítik, a helyét pedig ruderalis gyepevegetáció veszi át. A mechanikai, főleg szárzúzóval kivitelezett cserjementesítés se nevezhető a gyakorlatban kedvezőbbnek. Főleg a záródott cserjések alatt kialakult csupasz talajfelszín gyorsan birtokba veszik a generalista gyomfajok. A szárzúzást követően a területet legtöbbször magára hagyják vagy égetik, mind két eset a zavarást tűrő és kedvelő növényfajoknak kedvez.

Az elmúlt években új veszélyeztető tényezőként jelent meg a közutak felújítása (10c. ábra), amely várhatóan a jövőben még hangsúlyosabbá válik. Ezen okból már kisebb állományok megsemmisülése bekövetkezett, így Kaszaper–Mezőkovácsháza műút jobb oldalán, a dombegyházi Aradi út mentén, valamint már a felméréseket követően a 2018-as évben a Medgyesbodzás–Csabasabadi összekötő műút pályatestének újra burkolása során.



9. ábra Az egyes élőhelyfoltokon (300 élőhelyfoltra meghatározva) a 2017-es vizsgálat időpontjában jelen lévő veszélyeztető tényezők megoszlása

Figure 9. Actual threatening factors for habitats in 2017 (for the 300 habitat patches)



10. ábra Gyomirtóval „kezelt” mezsgye (a), teljes szélességében és intenzíven kaszált mezsgye (b), útfelújítás során megsemmisült mezsgye (c), fasor telepítése löszmezsgyére (d)
Figure 10. Different types of bounds: bound manipulated with herbicides (a), bound manipulated with intensive mowing (b), bound damaged by roadwork (c), loess bound manipulated by tree-planting (d)

Élőhelyfoltok természetessége

Jelen esetben nem a mezsgyék elsődleges vagy másodlagos voltára voltunk kíváncsiak, hanem az élőhelyek vegetációjának szerkezetét és fajkészletét alapul vevő állapotára. Az osztályozás során nem végeztünk egzakt botanikai vagy részletes cönológiai vizsgálatot, az élőhelyfoltokon jelenlévő fontosabb fajokat és fajcsoportokat és azok dominancia viszonyait adtuk meg. A fajkészletnél megbecsültük a lőszevegetációhoz köthető specialista karakterfajok, mint a csuklyás ibolya (*Viola ambigua*), csattogó számoca (*Fragaria viridis*), közönséges borkóró (*Thalictrum minus*), hengeres peremisz (*Inula germanica*), sarlós gamandor (*Teucrium chamaedrys*), macskahere (*Phlomis tuberosa*), szennyes infű (*Ajuga laxmannii*), a kék atracél, a vázfajok és generalista, valamint gyomfajok arányát. Némileg figyelembe vettük az egyes pontok kiterjedését és a veszélyeztető tényezők mértékét, számát is. Ennek megfelelően 4 kategóriát állítottunk fel: jó állapotú, degradálódó, degradált és másodlagos vegetáció (11. ábra). A jó állapotú lőszevegetáció kategóriába soroltuk azon élőhelyfoltokat, ahol háromnál több karakterfaj volt jelen, illetve nincs veszélyeztető tényező vagy legfeljebb egy, és az is kis hatással. Több veszélyeztető tényező jelenléte esetén, amennyiben még a kék atracél mellett találunk karakterfajokat és a gyomfajok borítása nem haladja meg 30%-ot degradálódó a mezsgye. Amikor a degradáció mértéke eléri a karakterfajok eltűnését és csak a tágabb tűrésű fajok, mint a kék atracél vagy a macskahere, illetve a lőszevegetáció néhány vázfaja maradnak, és dominánssá válnak a zavarástűrő és gyom karakterű fajok, akkor degradált lőszevegetációkat kategorizáltuk be. Másodlagosnak vagy gyomtársulásnak tekintettük a vegetációt, ha csupán olyan zavarástűrő és gyomfajok váltak egyeduralkodóvá, mint az árva rozsnok (*Bromus inermis*), a közönséges tarackbúza (*Elymus repens*), nagy csalán (*Urtica dioica*) vagy a paréj lórom (*Rumex patientia*).

A 257 minősített élőhelyfoltból jó állapotúnak bizonyult 48, degradálódó lőszevegetációé 47, degradált vegetációé 46 és a teljesen degradált, vagyis már csak a kék atracél jelenlétével leírható másodlagos vegetáció 115 élőhelyfoltra vonatkozott. Tehát azon lőszevegetációk vagy egykori lőszevegetációk, ahol megtalálható a kék atracél állományai 40%-ban már nyomát se tartalmazzák az egykori fajgazdag vegetációnak. Ezek mára jellegtelen vagy nitrofil gyomtársulásokká degradálódtak, melyekben a tápnövény még hosszú évekig képes fennmaradni.

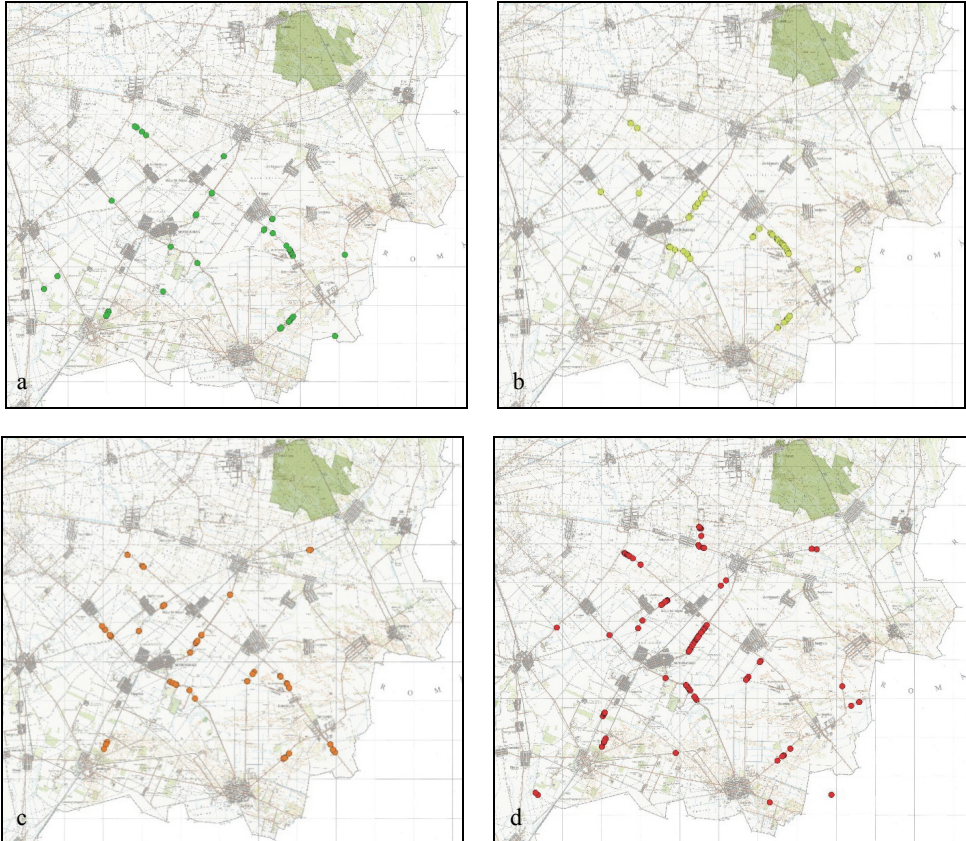
Az egyes élőhelyfoltok jövőbeli fennmaradásának valószínűsége

Az atracélcincér élőhelyével szemben támasztott legfontosabb kritérium a tápnövény megléte, valamint annak tömegességi viszonyai. Más élőhelyei paraméterek tekintetében a faj kevéssé szenzibilis, így a lőszevegetáció teljes degradációja esetén se kerül végveszélybe, ha a kék atracél megfelelő tőszámmal jelen van a területen. Ennek alapján a szűken vett élőhelyi alkalmasság a tápnövény jelenlétének mennyiségi paramétereivel írható le, így az egyik legfontosabb kérdés, hogy a jövőben milyen irányba fognak változni az atracélosok. E növényfaj igen jól tolerálja élőhelyének bolygatását és degradációját, nem véletlenül sokszor utolsó lőszfajként találjuk jellegtelen gyomtársulásokban. Természetesen ez nem azt jelenti, hogy a növény állományainak jövőképét függetlenül tudjuk a mezsgyék aktuális veszélyeztetettségétől és folyamatos leromlásától.

Az elmúlt években nem rendelkezünk olyan pontos adatokkal a kék atracél állományainak térbeli és mennyiségi viszonyairól, mint a 2017-es vizsgálat, így nincs teljesértékű kiindulási alapállapotunk, mely az összehasonlítást lehetővé tenné. Vizsgot rendelkezünk 10 éves terepi tapasztalattal, amely során érzékelhető volt az élőhelyek általános leromlása és egyes állományok eltűnése. Ezen tapasztalatok, valamint a 2017-ben végzett vizsgálat során rögzített élőhelyi háttérváltozók értékelésével megpróbálunk kísérletet tenni az egyes élőhelyfoltok jövőbeli fennmaradásának valószínűsítésére. Összesen 294 ponton becsültük az élőhelyi alkalmasság

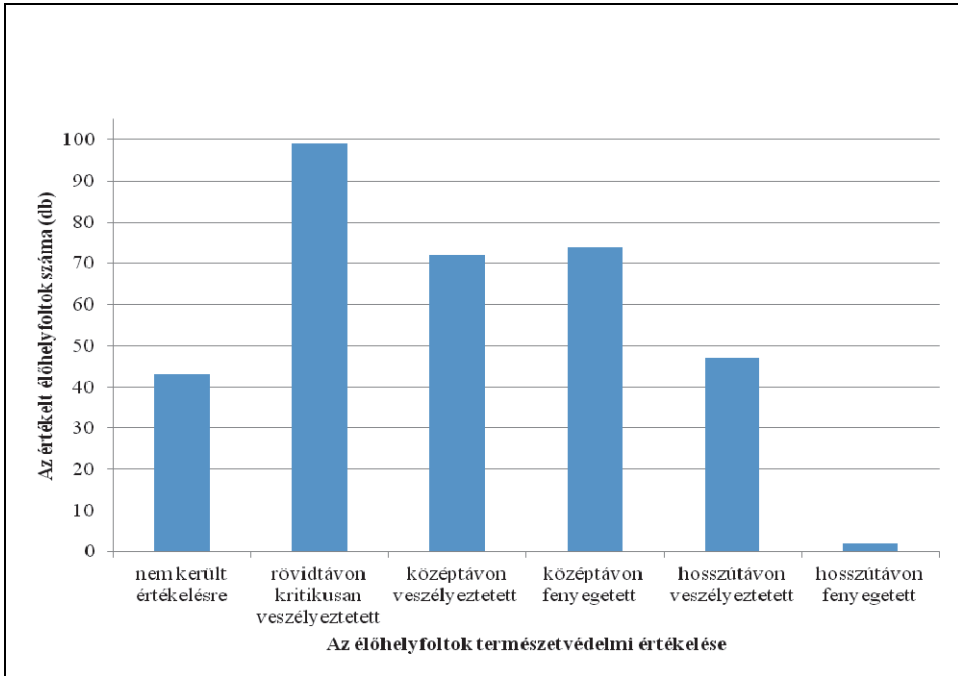
fennmaradását és 5 kategóriába soroltuk őket (12. ábra). Az egyes kategóriák definíciója a módszertani fejezetben részletesen ismertetésre került.

A predikció szerint az élőhelyek egyharmada (99 folt) a következő 8 éven belül megsemmisül vagy elveszíti a faj szempontjából élőhely-alkalmassági funkcióját, míg az állományok fele (146 folt) a következő 15 évben vagy elveszíti élőhelyeit vagy azok jelentős degradációjával kell számolnunk. A vizsgált területek mindösszesen 17%-a esetében várhatjuk, hogy hosszú távon, némileg degradáltabb formában, de 20-30 év múlva is élőhelyként funkcionáljon a bogárfaj számára.



11. ábra Az egyes élőhelyfoltok (257 foltra meghatározva) vegetációjának természetessége: a) jó természetességű löszmezsgye, b) degradálódó löszmezsgye, c) erősen degradált löszmezsgye, d) jellegtelen zavart vegetáció vagy gyomtársulás

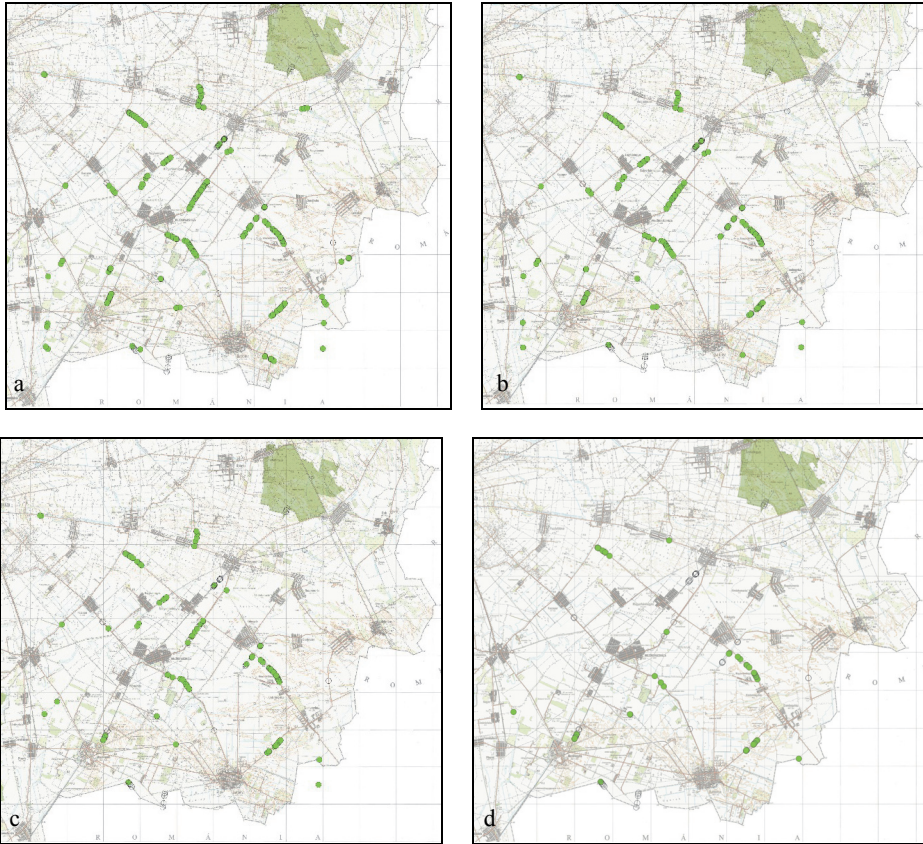
Figure 11. Natural conditions of vegetation: close-to-natural loess bound (a), degraded loess bound (b), heavily degraded loess bound (c), non-characteristic disturbed vegetation or weed association (d)



12. ábra Az egyes élőhelyfoltok (294 élőhelyfoltra meghatározva) természetvédelmi értékelése a jövőbeli élőhely-alkalmasság szempontjából

Figure 12. Assessment of potential future conservation status of the habitats

Az élőhelyek 80%-nak feltételezett hosszú távú elvesztésén vagy degradációján, egyes populációk kihalásán túl a fennmaradó állományokra is hatással lehet ez a kedvezőtlen folyamat. Vizsgálatok igazolták, hogy az atracélcincér nagyobb távolságok megtételére képesek, ezt támasztja alá az a megfigyelés, hogy egyedei olyan izolált és csupán pár tápnövényt tartalmazó élőhelyfoltokban jelennek meg, melyek bizonyosan nem képesek egy önálló populáció eltartására. Mindez egy működő metapopulációs hálózatot feltételez. Az egyes élőhelyfoltok megszűnésével a tápnövényfoltok távolsága folyamatosan nőni fog (13. ábra), mindaddig, amíg azok izolálódnak és nem lesz lehetőség a rekolonizálásukra. Az élőhelyfoltok közel fele (145 tápnövényfolt) nem haladja meg az 50 méter atracél hajtást foltonként, és méretüknél fogva nem képesek stabil állományok fenntartására. Ezek a nyelő populációk igen sérülékenyek, nem meglepő hogy a 145 foltból 97 a legvesélyeztetettebb, azaz a rövid távon kritikusán veszélyeztetett kategóriába esett. Ez a vizsgált előfordulások majd egyharmadának belátható időn belüli megszűnését jelenti, ami alapvetően fogja érinteni és befolyásolni a metapopulációs hálózatot.



13. ábra Az élőhelyfoltok élőhelyi-alkalmasság változása a jövőben a célfaj ökológiai igényei szempontjából, a) 294 élőhelyfolt vizsgálva, a nem értékelt élőhelyfoltok üres körrel jelölve – 2017-es állapot, b) rövidtávon kritikusán veszélyeztetett élőhelyek megszűnése – 5-10 év múlva, c) középtávon veszélyeztetett élőhelyek megszűnése – 10-20 év múlva, d) hosszútávon fenyegetett élőhelyek megszűnése – 20 évet követően

Figure 13. Potential changes in habitat quality for *P. tigrina*: a) based on studied habitats in 2017 (empty circles: non-evaluated habitats), b) short-term(5-10 year) disappearance of critically endangered habitats, c) medium-term (10-20 year) disappearance of endangered habitats, d) medium-term (>20 year) disappearance of threatened habitats

Természetvédelmi kezelés

Az elmúlt évtizedekben nem volt gátja a hatékony védelmi intézkedések kivitelezésének, már ami a rendelkezésre álló tudásbázist jelenti, mivel a faj tápnövénye és élőhelyeinek egy jelentős része már akkor ismert volt. Sajnos azonban a fajra irányulóan védelmi intézkedések nem kerültek foganatosításra, a kutatásokat leszámítva. Még kijelenthetjük, hogy igen nagyszámú állománya

prezentálja a cincért a Dél-Tiszántúlon, mindazonáltal az élőhelyek állapotának ismerete aggodalomra ad okot amennyiben a következő 10 év során nem születik egy stratégia a faj megmentésére, úgy félok a populációk döntő hányadának kipusztulása. Napjainkra elértük azt a tudás szintet, mellyel a faj aktív megőrzése tervezhetővé vált és prioritizálható a területek függvényében.

Az atracélcincér megőrzésének egyetlen kulcsa van, mégpedig a kék atracél állományok megőrzése, szűken értelmezve elégséges a tápnövény felszaporítása ahhoz, hogy akár növeljük a populációk egyedszámát. Tágabb értelemben nem szabad és nem is lehet a tápnövényt elválasztani a löszgyep vegetációtípustól. Ezért a védelem első lépésének az ismert élőhelyek stabilizálása, megőrzése és fejlesztése kell, hogy legyen. Mivel igen nagyszámú élőhelyről beszélünk, ezért ki kell választanunk azon területek körét, melyek prioritásként kezelendők. Ebben segítséget nyújt a faj elterjedési térképe, az egyes élőhelyek térbeli elhelyezkedése, azok tápnövény állományának nagysága, az élőhelyek természetessége. Az így meghatározott területek fogják képezni a hosszú távú fajmegőrzés alapját, amolyan magterületként. Ezen élőhelyek esetében elsődleges feladat a veszélyeztető tényezők azonnali felszámolása és a megfelelő természetvédelmi kezelési gyakorlat elindítása, hosszú távú biztosítása.

A kiemelt célterületek a következők: Mezöhegyes–Pitvaros-határcsatorna mezsgyéje, Mezökövácsháza–Battonya műút mezsgyéje, Battonya–Dombegyház műút mezsgyéje, Kisdombegyház–Kunágota műút mezsgyéje, Magyarbánhegyes–Mezökövácsháza műút mezsgyéje, Nagybánhegyes–Csanádapáca műút mezsgyéje, Medgyesbodzás–Csabasabadi műút mezsgyéje.

Az egyes veszélyeztető tényezőkkel, mint a cserjésedés, idegenhonos növényfajok inváziója vagy a gyomosodás, kapcsolatos módszereknek számos irodalma és elérhető gyakorlati tudásbázisa áll rendelkezésre a természetvédelmi szakemberek számára, így ezen problémák megoldási lehetőségeit nem részletezzük. Mint ahogy arra se térünk ki részletesen, melyek a legideálisabb élőhelykezelési formák a mezsgyék botanikai és zoológiai értékeinek megőrzésére. Generálisan az élőhelyek kezelése, hasznosítása és fenntartása szempontjából a faj fejlődési fenológiáját szükséges elsődlegesen figyelembe venni. Az imágók aktív időszakában, április–május hónapokban az élőhelyek teljes zavartalanságát kell biztosítani, míg a lárvális fejlődés kezdeti szakaszában, optimális esetben július elejéig, de legkésőbb június második feléig a tápnövény állományok érintetlenségét szükséges fenntartani. Ennek oka, hogy a peték és egy ideig a fejlődő lárvák is a kék atracél szárában találhatóak, így a korai kaszálás közvetlenül gyakorol negatív hatást a következő generáció egyedszámára.

Az egyes élőhelyek számos fejlesztéssel és korlátozással optimalizálhatók a fajvédelem terén, így például puffersávok kialakítása, a szomszédos területeken zajló gazdálkodás egyes résztvevőkenységeinek időbeli és területi korlátozása (pl. vegyszerhasználat), az élőhelykezelés mozaikolása és még sorolhatnánk. Ezen intézkedések csak akkor kerüljenek kivitelezésre, ha már az egyes élőhelyek alapszintű védelme és kezelése megoldott.

A konzervációs stratégia második fázisát jelentheti a nagy számú kis állomány hasonló rendszer szerinti menedzsmentje. Nagy valószínűséggel, mire a legfontosabb élőhelyek sorsa stabilizálódik, addigra számos, főleg az elterjedés perifériáján lévő állomány fog kipusztulni. A jövőbeli kilátásokat értékelve elkerülhetetlen lesz új élőhelyek mesterséges megalapozása, valamint az egyre jobban izolálódó populációk összekötése „steppingstone” típusú élőhelyfoltokkal. A gyakorlati megvalósításban ez új tápnövény-állományok létrehozását jelenti. Bizakodásra ad okot, hogy a kék atracél mesterséges körülmények között jól szaporítható, némileg pionír jellege miatt pedig sikeresen hozhatók létre új állományok, mint ahogy arra már gyakorlati tapasztalat is rendelkezésre áll. A faj migrációs és kolonizációs képességét ismerve sikeresen fog megtelepedni az új élőhelyeken, amennyiben azok távolsága nem haladja meg a terjedési potenciál értékeit. Ezért is elsődleges cél azon kiemelt állományok megőrzése, melyek a legnagyobb egyedszámú

populációkkal rendelkeznek és hosszú távon magterületként szolgálhatnak, mind a faj megőrzése, mind pedig kolonizációs magterületek céljából.

A természetvédelmi szakigazgatás jelenkori helyzetében, bár kívánatos volna, de aligha van realitása az egyes élőhelyek jogi keretek között rögzített területi védelmének. Mindazon által, önmagában a jogi védettség még nem biztosítja a faj fennmaradását. Ez sajnálatos, de a természetvédelmi kezelőnek alkalmazkodnia kell az aktuális és valós lehetőségekhez, így elsősorban az egyes helyi közösségek megnyerése, informálása és támogatása, valamint a területkezelésben érintett szervezetek és gazdálkodók bevonása javasolt a faj védelme érdekében.

A korábbi tanulmányokban is felvetődött annak lehetősége, hogy az aktív védelem részeként szükséges lenne kidolgozni a faj áttelepítésének, illetve új, akár mesterségesen megalapozott tápnövény-állományokba való betelepítését. Ennek realitását igazolja, hogy egyes kiemelt beruházások esetében, mint egy útfelújítás, szükségessé válhat az érintett populációk kitelepítése. Továbbá természetvédelmi szempontból biztosnak mondható állományokat csak olyan helyen tudhatunk, ahol mind a területi védettség jogi státusza, mind pedig a természetvédelmi kezelő vagyonkezelői jogköre adott és szavatolni képes a megfelelő védelmet. Mivel ilyen adottságú területen csupán két kicsiny állomány található, ezért a jövőben meg kell vizsgálni annak lehetőségét, hogy milyen keretek között lehetséges a nemzeti park igazgatóság vagyonkezelésébe tartozó területeken olyan élőhelyfejlesztéseket kivitelezni, mely részcélként az atracélcincér számára másodlagos élőhelyek kialakítását célozza. Szerencsére ezen irányú élőhelyfejlesztések folynak a Nemzeti Park területén. Ennek köszönhetően már két telepített atracél-állományt sikeresen létrehoztak Tótkomlós és Kardoskút területén, melyek bár igen kis kiterjedésűek és tőszámúak, de módszertani vizsgálatok kidolgozására alkalmasak.

Ezen célok által vezérelve 2017-ben megkezdődött a faj áttelepítésének módszertani kidolgozása, amely a „*A közösségi jelentőségű természeti értékek hosszú távú megőrzését és fejlesztését, valamint az EU Biológiai Sokféleség Stratégia 2020 célkitűzéseinek hazai szintű megvalósítását megalapozó stratégiai vizsgálatok*” című KEHOP-4.3.0-15-2016-00001 projekt keretében zajlik. A kutatás során kitűzött cél mesterségesen létrehozott kék atracél állományokba való sikeres betelepítése a fajnak

Összegzés

Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerben meghatározott célokat, amelyek a meglévő állományok feltérképezésre és az állat ökológiájának ismeretére vonatkoztak közel húsz év elteltével tudhatjuk maradéktalanul teljesítettnek. Most, hogy minden alapinformáció rendelkezésre áll a következő lépésnek a faj aktív védelmének megtervezését kell tekintenünk. Ennek megalapozására elkészült 339 élőhelyfolt felmérése és értékelése, mely segítséget nyújt a jövőbeli természetvédelmi beavatkozások és célterületek prioritizálásában. Bár ismereteink az elmúlt években gyarapodtak, közben az atracélcincér élőhelyei folyamatos degradáción mentek keresztül és e tendencia jelenleg is tart. A 2017-ben vizsgálat pontok 42%-a igen kis hajtászámú, és további 35%-a tápnövényfoltoknak nem haladja meg 250 hajtást, így csupán az élőhelyek egynegyede rendelkezik kellően nagy kiterjedéssel és tápnövény tőszámmal a faj fennmaradásához. A képet tovább árnyalja az egyes élőhelyfoltok természetessége és veszélyeztető tényezői. A megvizsgált 308 élőhelyfolt 94%-án jelen volt valamilyen veszélyeztető tényező, 60%-án pedig egyidejűleg több negatív hatás volt jelen. Az élőhelyfoltok kiterjedése és veszélyeztető tényezői alapvetően határozzák meg e kicsiny gyepfragmentumok természetességét, a 257 minősített élőhelyfolt 45%-a már nem nevezhető löszmezsgyének, csupán a kék atracél túlélése miatt képes élőhelyi funkciót betölteni.

További 36% a degradáció valamely fázisában található, így mindösszesen a gyepfoltok 19%-ról tudjuk elmondani, hogy természetvédelmi szempontból kedvező állapotban van még jelenleg.

A vizsgált élőhelyfoltok jövőbeli sorsát biztosan nem tudhatjuk, de szakértői becslés alapján az élőhelyek 34%-a a következő 8 éven belül megsemmisül vagy elveszíti a faj szempontjából élőhely alkalmassági funkcióját, míg az állományok 50%-a a következő 15 évben vagy elveszíti élőhelyeit vagy azok jelentős degradációjával kell számolnunk. A vizsgált területek mindösszesen 17%-a esetében várhatjuk, hogy hosszú távon, némileg degradáltabb formában, de 20-30 év múlva is élőhelyként funkcionáljon. Az értékelésbe vont 294 élőhelyfolt közelítőleg 80-85%-a a Dél-Tiszántúlon található ismert élőhelyeknek, így reális képet fest a várható folyamatokról.

Az NBmR útmutató már 1997-ben felvázolja annak lehetőségét, hogy a faj fennmaradását biztosítandó esetleges áttelepítéseket helyez kilátásba. Jelen vizsgálatot követően az *Európai Regionális Fejlesztési Alap (ERFA) finanszírozásával a Széchenyi 2020 részeként, a Környezeti és Energiahatékonysági Operatív Program* keretében zajló országos természetvédelmi projektben áttelepítéseket tervezünk kísérleti jelleggel mesterségesen létrehozott tápnövény állományok területére.

Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani az elmúlt tíz évben végzett atracélcincér-kutatások támogatásáért a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóságnak, valamint Sallainé Kapocsi Juditnak a tápnövény adatok összegyűjtésért és rendelkezésre bocsátásáért, Balogh Gábor természetvédelmi örnek és Kotymán László tájegységvezetőnek a lehetséges áttelepítési helyek kiválasztásáért. Továbbá köszönetet mondok Deli Tamásnak a terepi felmérésekben és Kemencei Zitának a cikk írásában nyújtott segítségéért.

Irodalom

- CSATHÓ A. I. (2006): Az atracélcincér (*Pilemia tigrina*) monitorozása a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén I.– Kutatási jelentés, Natura 2000 Kutatási program. 58 pp.
- CSATHÓ A. I. (2007): Az atracélcincér (*Pilemia tigrina*) monitorozása a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén II. – Kutatási jelentés, Natura 2000 Kutatási program. 58 pp.
- CSATHÓ A. I. (2008): Mezsgyék kutatása a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén. – Kutatási Jelentés, Battonya. 132 pp.
- CSATHÓ A. I. (2009): Új adatok az atracélcincér – *Pilemia tigrina* (Mulsant, 1851) – elterjedéséhez a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén (Coleoptera: Cerambycidae) – *Crisicum* 5: 137–145.
- DANYIK T. (2009): Az atracélcincér (*Pilemia tigrina*) állomány nagyság vizsgálata a Mezőkovácsháza-Battonyai út mentén. – Kutatási jelentés, Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas. 18 pp.
- DANYIK T. (2010): Az atracélcincér (*Pilemia tigrina*) elterjedésének vizsgálata a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén. – Kutatási jelentés, Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas. 10 pp.
- DANYIK T. (2011): Az atracélcincér (*Pilemia tigrina*) populációdinamikájának vizsgálata és védelme a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén. – Diploma dolgozat, Nyugat Magyarországi Egyetem, Sopron. 62 pp.
- HARASZTHY L. (szerk.) (2014): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon* – Pro Vértes. Közalapítvány, Csákvár.

- HEGYESSY G. – KOVÁCS T. – MÁRKUS A. – SZALÓKI D. (1999): Adatok a Körös–Maros Nemzeti Park cincérfaunájához (*Coleoptera: Cerambycidae*). (Data to the longhorn beetle fauna of the Körös-Maros National Park (*Coleoptera: Cerambycidae*)). – *Crisicum* 2: 165–184.
- KASZAB Z. (1971): *Cincérek – Cerambycidae*. – Fauna Hungariae 106., Akadémia Kiadó, Budapest. 283 pp.
- KOVÁCS T. (2004): Atracélcincér (*Pilemia tigrina*) – KvVM Természetvédelmi Hivatal Fajmegőrzési tervek. 25 pp.
- KOVÁCS T. (2005): Adatok a *Pilemia tigrina* (Mulsant, 1851) magyarországi elterjedéséhez és életmódjához (*Coleoptera: Cerambycidae*). – *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 29: 145–150.

Author's address:

Danyik Tibor
H-5920, Csorvás
Táncsics Mihály utca 4.
danyik.tibor@gmail.com