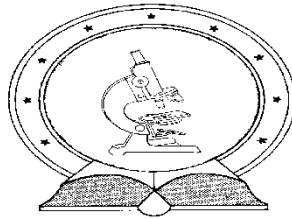


DE-TTK



1949

Urbanizáció hatása a futóbogár faunára (Coleoptera: Carabidae)

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Mizser Szabolcs

Témavezető

Dr. Tóthmérész Béla
egyetemi tanár

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi Doktori Tanács

Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2016

*Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Kvantitatív és Terresztris Ökológia** programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.*

Debrecen, 2016.10.18.

Mizser Szabolcs

*Tanúsítom, hogy **Mizser Szabolcs** doktorjelölt 2008-2011 között a fent megnevezett Doktori Iskola **Kvantitatív és Terresztris Ökológia** programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.*

Debrecen, 2016.10.18.

Dr. Tóthmérész Béla

Urbanizáció hatása a futóbogár faunára (Coleoptera: Carabidae)

Értekezés a doktori (PhD) fokozat megszerzése érdekében

a Természettudomány tudományágban

Írta: Mizser Szabolcs okleveles biológus-ökológus

Készült a Debreceni Egyetem **Juhász-Nagy Pál doktori iskolája**

(**Kvantitatív és Terresztris Ökológia** programja) keretében

Témavezető: Dr. Tóthmérész Béla

A doktori szigorlati bizottság:

elnök:

tagok:

..... ..

A doktori szigorlat időpontja:

Az értekezés bírálói:

..... ..

..... ..

A bírálóbizottság:

elnök:

tagok:

..... ..

..... ..

..... ..

Az értekezés védésének időpontja: 201... ..

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	9
1.1. Urbanizáció és antropogén élőhelyátalakítás	9
1.2. Globenet kutatások áttekintése	10
1.3. Futóbogarak előfordulási mintázata urbanizációs grádiens mentén	11
1.4. Toxikus elemakkumuláció futóbogarakban	11
1.5. Atkafertőzöttség vizsgálata <i>Carabus violaceus</i> gazdaegyedeken	12
1.6. Futóbogár együttesek regenerálódása újraerdősítés után	13
1.7. A Debreceni Nagyerdő futóbogár faunája	15
2. Anyag és módszer	17
2.1. A vizsgált terület és mintavételi módszer	17
2.2. Laboratóriumi módszerek	20
2.3. Adatelemzés	21
3. Eredmények	23
3.1. Futóbogárfajok előfordulási mintázata	23
3.2. Urbanizáció hatása a toxikus elemek felhalmozódására futóbogarakban	26
3.3. Foretikus atkák <i>Carabus violaceus</i> gazdaegyedeken	29
3.4. Futóbogár együttesek regenerálódása újraerdősítés során	30
3.5. A Debreceni Nagyerdő futóbogár faunája	34
4. Értékelés	35
4.1. Futóbogárfajok előfordulási mintázata	35
4.2. Urbanizáció hatása a toxikus elemek felhalmozódására futóbogarakban	38
4.3. Foretikus atkák <i>Carabus violaceus</i> gazdaegyedeken	40
4.4. Futóbogár együttesek regenerálódása újraerdősítés után	41
4.5. A Debreceni Nagyerdő ritka futóbogarai	44
Összegzés	47
Summary	51
Köszönetnyilvánítás	56
Irodalom	57
Függelék	73

1. Bevezetés

1.1. Urbanizáció és antropogén élőhelyátalakítás

Az ember sokrétű tevékenységének gyors növekedése, a tájhasználat gyökeres megváltozása a természetes élőhelyeket jelentősen átalakította és megváltoztatta ezek térbeli arányait és határait. A városi területek aránya extrém ütemben emelkedik világszerte. A Föld népességének 50,5 %-a már az évtized elején városokban élt. A fejlett régiókban a lakosok 80 %-a él városokban (Davis 2006). Az ENSZ becslései szerint 2050-re a világ városi populációja a 2009-es 3,4 milliárdos értékről 6,3 milliárdra emelkedik majd (UNPD 2005). Az antropogén hatások közül az urbanizáció hatása a legnagyobb az élő rendszerekre. Az urbanizáció nagymértékben hozzájárul a természetes élőhelyek degradációjához és homogenizálódásához, így a természeti környezetet globálisan átalakítja és ezzel az élőlények közösségeinek létét is veszélyezteti. Ezért az urbanizáció hatásainak vizsgálata kiemelten fontos kérdéssé vált napjainkban.

Az urbanizáció hatására kialakul egy természetességi grádiens, melynek egyik végén a sűrűn beépített, aszfaltozott utakkal behálózott és antropogén hatásoktól erősen terhelt, kevésbé természetes élőhelyek találhatók, míg a grádiens másik végén az emberi hatások mértékének csökkenése és a természetesség fokának növekedése figyelhető meg. Ez az urbanizációs grádiens a világ különböző városaiban hasonlóan jelenik meg. Így kitűnő lehetőséget teremt az urbanizáció hatásainak összehasonlító vizsgálatára. Ezeknek a kérdéseknek a megválaszolására hozták létre a GlobeNet nemzetközi programot (Global Network for Monitoring Landscape Change) 1998-ban Helsinkiben (Niemelä et al. 2000, Niemelä & Kotze 2000). Mára már a világ számos országában folynak az élőhelyek jellemzőiben bekövetkezett átalakulások és változások, talajhoz kötődő rovarközösségekre gyakorolt hatásainak tanulmányozása. A GlobeNet program az urbanizáció hatásait szabványosított formában vizsgálja, illetve hasonlítja össze szárazföldi gerinctelen állatcsoportok vizsgálatával.

1.2. A GlobeNet kutatások áttekintése

Napjainkra kilenc európai, Észak-amerikai és ázsiai boreális, mérsékelt égövi városban alkalmazták a GlobeNet protokolt az urbanizáció talajfaunára gyakorolt hatásának vizsgálata során (Tóthmérész & Magura 2009). Angliában (Sadler et al. 2006), Bulgáriában (Niemelä et al. 2002), Japánban (Ishitani et al. 2003), Kanadában (Niemelä et al. 2002), Finnországban (Alaruikka et al. 2002), Belgiumban (Gaublomme et al. 2008), Dániában (Elek & Lövei 2005), Erdélyben (Máthé & Balázs 2006) és Magyarországon (Magura et al. 2004b). A program elindulásakor a futóbogarakat vizsgálták, de azóta több tanulmány jelet meg pókok (Alaruikka et al. 2002, Horváth et al. 2012), ikerszelvényesek (Bogyó et al. 2015a, 2015b), szárazföldi ászkarák (Vilisics et al. 2007, Hornung et al. 2007, Magura et al. 2008a, 2009) és holyvák (Magura et al. 2013) kutatásáról. A nemzetközi GlobeNet project eredményei azt mutatják, hogy a futóbogarak nem egységesen reagálnak az urbanizációra az eltérő országokban (Magura et al. 2010b). Az össz fajszám növekedett a csökkenő zavarás mellett Kanadában és Finnországban (Niemelä et al. 2002), míg Bulgáriában és Magyarországon csökkent (Niemelä et al. 2002, Magura et al. 2004b). A teljes fajgazdagság változása az urbanizációs grádiens mentén egy összetett folyamat, mivel az egyes taxonómiai csoportokban a fajszám nőhet, vagy csökkenhet az urbanizáció hatására (Magura et al. 2008b). Számos erdei specialista faj egyedszáma szignifikánsan csökken az urbanizáció hatására. Sok nyitott élőhelyet kedvelő faj szignifikánsan nagyobb számban fordul elő a városi területen, mint a városszéli és a városon kívüli területen. Az erdei specialista fajoknak sajátos mikrokörnyezetre van szükségük, vagyis, hullott, korhadt fák jelenlétére, avartakaróra, aljnövényzetre és cserjékre, valamint kedvező mikroklimára (Magura et al. 2008c, 2008d).

1.3. Futóbogarak előfordulási mintázata urbanizációs grádiens mentén

A GlobeNet project keretében publikált tanulmányok a futóbogarak fajgazdagságának és egyedszámának változásait vizsgálták az urbanizációs grádiens mentén. Az egyedszám változásának fajsztípus vizsgálata az urbanizációs grádiens mentén azért fontos, mert az urbanizáció először populációs szinten érzékelteti hatásait és ezek a hatások váltják ki az együttes összetételében bekövetkező változásokat.

A következő hipotéziseket teszteltük: (1) az erdei specialista fajok mennyisége fokozatosan csökken a városon kívüli élőhelytől a városi élőhely felé (Magura et al. 2004b). Feltételeztük továbbá, hogy (2) a generalista fajok nem egységesen reagálnak az urbanizációra, azaz nem mutatható ki egyértelmű egyedszámbeli változás az urbanizációs grádiens mentén. Azt vártuk, hogy (3) a futóbogarak élőhely-preferenciája egyértelműen magyarázható az urbanizáció kiváltotta környezeti tényezők változásával.

1.4. Toxikus elemakkumuláció futóbogarakban

Az emberi tevékenység és az urbanizáció hatásait a gerinctelen állatpopulációkra számos tanulmány bizonyította (Heikens et al. 2001, Van Straalen et al. 2001, Magura et al. 2010a, 2010b). A legtöbb gerinctelen szervezet alkalmas arra, hogy jelezze az emberi tevékenység hatását a szárazföldi ökoszisztémára, mivel közvetlenül érintkeznek a toxikus elemekkel a talajon és az azt borító avaron keresztül (Heikens et al. 2001). A gerinctelenek közül a futóbogarakat gyakran használják környezeti változások hatásainak tanulmányozására, mivel ezek a toxikus elemeknek leginkább ellenálló egyik rovar csoport és erősen szennyezett területeken is élnek. A futóbogarak akkumulálhatnak toxikus elemeket a talajból a köztakarón keresztüli felszívódás során lárva stádiumban, valamint szennyezett táplálék felvételével mind lárvális, mind adult stádiumukban (Brunsting & Heessen 1984).

A toxikus elemek akkumulációjának változása függ a táplálkozási preferenciától, szaporodási időszaktól, az ivartól, az egyedfejlődési stádiumtól, az évszaktól és a fiziológiai kondíciótól (Butovsky 2011, Jelaska et al. 2007). Táplálkozási preferenciák és szaporodási időszakok közti toxikus

elemakkumuláció változásait vizsgálta már Purchart és Kula (2007). Az eltérő ivarok elemfelhalmozódási sajátosságait Lindqvist és Block (1997, 1998, 2001), valamint Purchart és Kula (2007) tanulmányozta. Butovsky (2011) is megállapította, hogy az ivar-specifikus anyagcsere jelentős eltéréseket eredményez a toxikus elemek akkumulációjában. A *C. violaceus* legfontosabb prédaállatai a csigák és a gyűrűsférgek (Turin et al. 2003); a *P. oblongopunctatus* elsősorban gerinctelenekkel és dögökkel táplálkozik (Turin et al. 2003, Jelaska et al. 2007). A vizsgált fajok szaporodási időszaka is eltérő. A *P. oblongopunctatus* tavasszal szaporodik, reprodukciós aktivitásának maximumát tavasszal vagy nyár elején éri el, míg a *C. violaceus* őszi szaporodású faj, a kifejlett egyedek legnagyobb aktivitása nyár végére vagy őszi tehető. Mind a *C. violaceus*, mind a *P. oblongopunctatus* elterjedt és gyakran előforduló faja a magyarországi erdős élőhelyeknek.

Vizsgálatunk célja az volt, hogy elemezzük a toxikus elemek koncentrációit *Carabus violaceus* (Linnaeus, 1758) és *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius, 1787) egyedekben egy urbanizációs gradiens mentén. Feltételeztük, hogy az eltérő táplálkozási preferenciák és a szaporodási különbségek miatt a toxikus elemek koncentrációja is eltér a két vizsgált futóbogár faj egyedei között. Korábbi vizsgálatok szerint jelentős az eltérés a hím és nőstény futóbogarak toxikus elemkoncentrációja között. Ezért megvizsgáltuk az ivari dimorfizmus hatását a toxikus elemek koncentrációjára *C. violaceus* és *P. oblongopunctatus* fajok esetén.

1.5. Atkafertőzöttség vizsgálata *Carabus violaceus* gazdaegyedeken

A futóbogarak gyakori alanyai az ökológiai vizsgálatoknak, mivel jól alkalmazható bioindikátor szervezetek. Az emberi zavarásra adott válaszaikról is számos tanulmányt publikáltak (Hudson et al. 2014, Magura et al. 2015, Tóthmérész et al. 2011). Legtöbbször a közösségi szinten bekövetkező változásokat vizsgálták. A populációs és egyedi szinten történő változásokat sokkal ritkábban kutatták. Egyes futóbogárfajok életciklusáról is rendelkezünk információval (Andorkó et al. 2009, Fazekas et al. 1999). Ugyanakkor az atkákkal való interakcióik jórészt még feltáratlanok.

Tanulmányozásra a *Carabus violaceus* Linnaeus, 1758 generalista futóbogárfajt választottuk. Ez egy euriök, mesofil, röpképtelen faj, amely a városon kívüli és városi területeken egyaránt előfordul és gyakori. Testmérete a régiókban átlagosan 28 mm (Magura et al. 2006c), tehát kellően nagy, hogy a foretikus atkák megkapaszkodjanak rajta. A *C. violaceus* sötét színű, éjjel aktív ragadozó. Fő táplálékát a földigiliszták, csigák, különböző ízeltlábúak és azok lárvái képezik. Szezonális aktivitásuk függ a régiótól; általában a lárva telel át és az adult forma tavasz végén jelenik meg (Turin et al. 2003). Nyáron és nyár végén szaporodik. Néhány adult egyed is sikeresen áttelelhet, így a generációk átfedhetnek.

A Mesostigmata diverz, igen fajgazdag atka rend. Több faj kifejlett állapotban szabadon élő ragadozó, főként legyek petéit és első stádiumos lárváit fogyasztják (Sabah 2002, Krantz & Walter 2009). A nimfák gyakran rögzítik magukat különböző bogarakon, hogy azok segítsék őket a terjedésben, de közvetlenül nem károsítják a gazdaegyedeket (Krantz & Walter 2009).

Kutatásunk célja az volt, hogy tanulmányozzuk a *C. violaceus* foretikus atka fertőzését városon kívüli és a városi mintavételi területeken. Tanulmányunk során az alábbi hipotéziseket teszteltük: (i) a prevalencia és a foretikus atkák átlagos abundanciája magasabb értéket mutat a városon kívüli területen, mint a városi területen. (ii) A foretikus atkák átlagos és medián intenzitása szintén a városon kívüli területen a legmagasabb.

1.6. Futóbogár együttesek regenerálódása újraerdősítés után

Európában a földfelszín 36 %-a fásított („erdős”) terület, de jelenleg ennek mindössze 1,7 %-a természetes erdő (Parviainen et al. 2000). Hazánkban a telepített erdős területek aránya 11,8 %-ról 22,5 %-ra növekedett az elmúlt közel 100 évben. Ezeknek az erdőknek mintegy 75 %-ára elsődlegesen a faanyag termelést szolgáló erdőgazdálkodás jellemző. Napjainkban az őshonos fafajokból álló természetes vagy természetközeli erdők 7,5 %-át teszik ki a magyar erdős területeknek. A Pannon mezofil homoki tölgyesek (*Convallario-Quercetum roboris*) voltak egykor kiemelkedő jellemzői csaknem az egész Nagy-Alföldnek. Az utóbbi évszázadok alatt azonban az eredeti homoki tölgyesek nagy része elveszett.

Magyarországon a felszín mintegy 8 %-át borították homoki tölgyesek, de jelenleg ennek aránya 0,2 %-ra csökkent. Az elsődleges oka a homoki tölgyesek térvésztesének az volt, hogy letermelésük után a helyükön mezőgazdasági termelés folyt. További veszteségeket okozott, hogy az erdőfelújítások során a gyorsan növekvő, nem őshonos fajokat (akác, vörös tölgy, erdeifenyő) részesítették előnyben. Ezért a homoki tölgyes jelenleg kritikusan veszélyeztetett erdőtípus Magyarországon (Mátyás 1996). Jelentős erdőtelepítés és restaurációs munkálatok kezdődtek a 1990-es években. Ugyanakkor a Magyar természetvédelmi jogszabályok a természetvédelmi területeken a tarvágások maximális méretét 3 hektárra korlátozták. Sőt, a természetvédelmi területeken a tarvágott bármely (őshonos vagy nem őshonos) erdőt már őshonos fajokkal kell újraerdősíteni. A törvényi szabályozás eredményeként az Alföld természetvédelmi területein növekedett az őshonos kocsányos tölgy (*Quercus robur*) állományok aránya. Ezután vált fontossá, hogy felmérjük azt, hogy a talajfelszínhez kötődő gerinctelen együttesek képesek-e visszatérni, regenerálódni az őshonos fafajokkal történt erdőfelújítás után. Továbbá ezen együttesek diverzitásának és összetételének helyreállása mennyi időt vesz igénybe. Az őshonos talajlakó populációk helyreállása az újraerdősített élőhelyeken nagymértékben függ az adott faj mobilitásától. Amíg a jó diszperziós képességű fajok könnyen képesek megtelepedni és stabil populációkat fenntartani az újonnan létrehozott élőhelyeken, addig a gyenge diszperziós képességű fajok nem képesek erre (Guisan & Thuiller 2005). A fajok táplálékpreferenciája további fontos tényező, ami jelentősen befolyásolja a sikeres kolonizációt. A kevésbé specifikus táplálkozási sajátosságokkal bíró fajok könnyebben megtalálják a számukra szükséges táplálékot az újonnan létrehozott élőhelyeken, mint a specifikus tápanyagokat igénylő fajok (Paillet et al. 2010, Toïgo et al. 2013).

A futóbogár közösségek dinamikáját vizsgáltuk őshonos tölgytellettörténi erdőfelújítások során. A futóbogarak szinte minden rendelkezésre álló élőhelyet benépesítenek, bár néhány fajuk különleges ökológiai rendszerekhez kötődik. Többnyire generalista ragadozók vagy vegyes táplálkozásúak, fogyasztanak állati (élő préda és dög) és növényi anyagokat. Jók a diszperziós képességeik repülésüknek vagy gyors futásuknak köszönhetően (Lövei & Sunderland 1996). Kutatásunk célja az volt, hogy felmérjük a futóbogarak diverzitásának és összetételének regenerálódását őshonos

tölgygel való erdőfelújítás után egy erdészeti ciklusban. A ciklus reprezentálja a tarvágás utáni, őshonos kocsányos tölgygel felújított állományok egymást követő öregedési szakaszait. Azt vártuk, hogy a jó kolonizációs képességű futóbogarak diverzitása az újonnan telepített élőhelyeken lesz a legmagasabb a nyílt élőhelyeket kedvelő fajoknak köszönhetően. Továbbá az erdei specialista futóbogarak visszanyerik diverzitásukat a lombkorona záródása után.

1.7. A Debreceni nagyerdő futóbogár faunája

A futóbogarak családjából mintegy 40 000 fajt írtak le (Lövei & Sunderland 1996). Európában 2700 fajuk ismert (Wachmann et al. 1995). Magyarországon több mint 500 faj él, ami hazánk rovarfaunájának csaknem 10 %-át teszi ki (Kádár & Szél 1999). A Debreceni Nagyerdő bogárfaunáját az elmúlt évtizedekben nem vagy csak részben tanulmányozták. A területen 2004 és 2012 között végzett mintavételezések során számos futóbogárfaj egyedeit gyűjtöttük. Ezek között előkerült több olyan faj egyede is, melyek adatai a területről meglehetősen régiiek vagy irodalmi források nem említették korábban (Mizser 2013). Ugyanakkor a korábbi felmérések adatainak megerősítése is fontos, hogy mindig aktuális információval rendelkezünk. Ezért egy terület időről időre történő faunisztikai felmérése indokolt és időszerű. A faunisztikai ismeretek bővülése további, ökológiai és biogeográfiai vizsgálatokhoz is segítséget nyújt (Magura et al. 1997).

2. Anyag és módszer

2.1. A vizsgált terület és mintavételi módszer

A futóbogarakat Debrecen és a várost környező urbanizációs övezetben vizsgáltuk (Magura et al. 2004b). A városi, városszéli és városon kívüli mintavételi területek a város határában lévő, egykor folytonos erdőben (Debreceni Nagyerdő) voltak. A mintavételi területek megnevezésekor Magura és mtsai (2006a) munkáját vettük alapul. A mintavételi területek a nyírségi gyöngyvirágos tölgyes társulásba (*Convallario–Quercetum roboris*) tartoznak. A társulásra jellemző, hogy a lombkoronaszintben a *Quercus robur* dominál, kísérő fajként megjelenik a *Pyrus pyrausta*, *Ulmus minor*, *Acer campestre*, *Populus tremula*, *Tilia tomentosa*, *Betula pendula*. A cserjeszintben gyakori a *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea*, *Ligustrum vulgare*, *Prunus spinosa*, *Euonymus europaeus* és a *Sambucus nigra*. A gyepszint jellemző fajai a *Convallaria majalis*, és a *Polygonatum latifolium* (Török & Tóthmérész 2004). A különböző mintavételi területek (városi, városszéli, városon kívüli) urbanizáltságának mértékét ArcView GIS szoftver segítségével, légifotó használatával határoztuk meg aszerint, hogyan alakul a beépített területek aránya a természetes élőhelyekhez viszonyítva. A városi élőhely esetében a beépített területek aránya elérte a 60 %-ot, a városszéli élőhely esetében ez megközelítőleg 30 % volt, míg a városon kívüli élőhelyeken nem volt beépített terület. A városi élőhelyet aszfaltozott sétányok hálózák be. A cserjeszintet erősen ritkítják, park jelleget kölcsönözve az élőhelynek. A városszéli élőhelyeken az erdőt több ösvény tagolja, a kidőlt fákat is rendszeresen eltávolítják. A városon kívüli élőhelyeken a természetes folyamatok szabadon érvényesülhetnek, az emberi zavarás pedig enyhe.

A futóbogarak előfordulási mintázatának tanulmányozásához minden mintavételi területen négy, egymástól legalább 50 m-re lévő mintavételi helyet jelöltünk ki (Magura et al. 2004b). Mindegyik mintavételi helyen egymástól legalább 10 m-re, véletlenszerűen elhelyezett talajcsapdákkal gyűjtöttük a futóbogarakat, ami összesen 120 db csapdát jelent az urbanizációs grádiens mentén (3 terület $\times$ 4 hely $\times$ 10 csapda). Az egyes mintavételi területek közötti

távolság legalább 1 km volt. A szegélyhatás (Magura & Tóthmérész 1997, 1998, Magura et al. 2000b, 2002b, Molnár et al. 2001, Tóthmérész et al. 2014) elkerülése érdekében minden egyes csapda legalább 50 m-re volt az erdő legközelebbi szélétől. A talajcsapdák (ölő-konzerváló anyagként) 75 %-os etilén-glikol-oldatot tartalmazó (65 mm átmérőjű, 250 ml térfogatú) műanyag edények voltak, melyeket farostlemez darabokkal fedtünk le, hogy a törmeléktől és az esőtől védve legyenek (Spence & Niemelä 1994). A csapdákat kéthetente ürítettük 2001 március végétől november végéig.

Nyolc olyan környezeti tényezőt mértünk a vizsgálat során, melyek hatással lehetnek a futóbogarak élőhely-preferenciájára (Thiele 1977, Lövei & Sunderland 1996). A talaj hőmérsékletét 2 cm mélyen, a levegő hőmérsékletét a talajfelszínen és a talajfelszín relatív páratartalmát havonta mértük egy-egy tipikus, napos reggelen. A statisztikai vizsgálatok átlagértékeken alapultak. Az egyes mintavételi helyeken egy 10×10 m-es kvadrátban becsültük az avarral, bomló faanyaggal, lágyszárúakkal és cserjékkel való százalékos borítottságot is. Emellett megszámoltuk a csapdákból előforduló egyéb gerincteleneket (egyéb Coleopterákat, Chilopodákat, Collembolákat, Diplopodákat, Gastropodákat és Isopodákat), melyek a futóbogarak potenciális prédái lehetnek (Sergeeva 1994).

A toxikus elemakkumulációs és a foretikus atka fertőzöttséget vizsgáló tanulmányainkhoz élvefogó csapdákat használtunk. A csapdák ölő-konzerváló anyagot nem tartalmaztak, így azok az elemanalitikai vizsgálatokat nem befolyásolták, illetve az atkák is a gazdaegyedeken maradtak. A begyűjtött mintákat a laboratóriumi feldolgozásig elkülönítve, zárható műanyag tasakokban, -18 °C-on tároltuk. Az előbbi vizsgálatához 20 csapdát üzemeltettünk mindhárom mintavételi területen (városon kívüli, városszéli, városi) 2010-ben május elejétől augusztus végéig. Az atkafertőzöttség vizsgálatához 20-20 csapdát üzemeltettünk a városon kívüli és a városi mintavételi területeken. A csapdák május elejétől október végéig gyűjtöttek 2010-ben és 2011-ben. A kereszt-fertőzések elkerülése érdekében a csapdákat naponta ürítettük.

Az erdőfelújítások hatásait vizsgáló kutatásainkat szintén a Debreceni Nagyerdő területén végeztük, ahol az uralkodó erdőtársulás a homoki tölgyes (*Convallario-Quercetum roboris*) volt. Az elmúlt évszázadok során azonban

az eredeti homoki tölgyes állományok nagy részét már tarvágták és újraerdősítették. Ez az erdészeti gyakorlat egy időrendi erdészeti ciklust (másodlagos szukcesszió) eredményez: (1) Idős állomány (130 éves), őshonos pannon mezofil homoki tölgyes, ahol a kocsányos tölgy (*Qercus robur*) az uralkodó fafaj, de a mezei juhar (*Acer campestre*) is jelen volt. A cserje és gyepszint mérsékelt. A vizsgált idős állományokban legalább 40 éve nem volt semmilyen kezelés. (2) A közelmúltban újraterlepített, 5 éves őshonos kocsányos tölgy állomány. A korábbi idős homoki tölgyes állomány tarvágása után, gépi talajkezelést alkalmaztak és az előkészített területre egyenletesen elhelyezett sorokban makkot vetettek. A gyomosodás elkerülésének érdekében a sorok között rendszeresen sekély szántást alkalmaztak. A sorok közti térben gyomok, fűvek és más a nyílt élőhelyekre jellemző fajok voltak gyakoriak; a cserjeszint mérsékelt volt. (3) Fiatal, 15 éves újraterlepített őshonos kocsányos tölgyes állomány. A gyeper és cserjeszint ritka, mert a lombkorona már záródott. (4) Középkorú, 45 éves újraterlepített őshonos kocsányos tölgyes állomány. Mivel a lombkorona zárt a gyeper és cserjeszint mérsékelt. A vizsgált élőhelyek fő jellemzőit az 1. táblázat foglalja össze. Minden vizsgált állomány típusnak két térbeli ismételése volt. Az állományok területe 3-10 hektár volt. Az átlagos távolság a vizsgált ismételések között 499 m volt. A talaj típusa, a vizsgált állományokban azonos volt, homoktalaj. A mintavételezést ezúttal is talajcsapdákkal végeztük. A csapdák 100 mm átmérőjű, 500 ml térfogatú műanyag poharak voltak, melyek 200 ml élő-konzerváló anyagot (70 %-os etilén-glikol) tartalmaztak. A csapdákat farostlemez védte az esőtől és a törmeléktől. Minden mintavételi állományban 12 csapdát helyeztünk ki véletlenszerűen. Így összesen 96 csapdát üzemeltettünk (4 állomány típus $\times$ 2 ismételés $\times$ 12 csapda). A szegélyhatás elkerülése érdekében a csapdák a csapdák legalább 30 méterre voltak az erdőszegélytől (Magura et al. 2001a, 2001c, Lövei et al. 2005, 2006, Tóthmérész et al. 2014). A csapdák 15-25 méterre voltak egymástól. A csapdákat három hetente ürítettük áprilistól októberig, 2011-ben. A futóbogarak határozásához Húrka (1996) munkáját használtuk.

1. táblázat. Az élőhelyek jellemzőinek átlagértékei ($\pm$ SE) a vizsgált erdészeti ciklus egyes állományaiban. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelölik ($p < 0,05$, Tukey teszt).

	Idős állomány	5-éves állomány	15-éves állomány	45-éves állomány
Avar borítás (%)	81,8 $\pm$ 2,83 ^a	19,5 $\pm$ 1,62 ^b	85,7 $\pm$ 2,01 ^{ac}	91,9 $\pm$ 1,37 ^c
Korhadó faanyagok borítása (%)	9,3 $\pm$ 0,86 ^a	0,5 $\pm$ 0,06 ^b	5,2 $\pm$ 0,28 ^c	8,1 $\pm$ 0,54 ^a
Lágyszárúak borítása (%)	19,1 $\pm$ 2,81 ^a	32,1 $\pm$ 3,20 ^b	7,2 $\pm$ 1,69 ^c	12,0 $\pm$ 1,09 ^{ac}
Cserjék borítása (%)	54,8 $\pm$ 3,54 ^a	37,6 $\pm$ 1,86 ^b	1,2 $\pm$ 0,73 ^c	35,2 $\pm$ 4,61 ^b
Lombkorona záródása (%)	65,6 $\pm$ 3,77 ^a	0,0 $\pm$ 0,00 ^b	84,3 $\pm$ 2,22 ^c	76,3 $\pm$ 2,79 ^c

A faunisztikai vizsgálatokhoz a gyűjtéseket szintén a Debreceni Nagyerdőben végeztük 2004-ben, 2006-ban, 2009-ben és 2011-ben. A mintavételezés talajcsapdázással és avarrostálással történt. 2004-ben és 2009-ben a talajcsapdákat a GlobeNet protokollnak megfelelően helyeztük ki (Niemelä et al. 2000). Így mindhárom vizsgált erdőfolt gyöngyvirágos tölgyes (*Convallario-Quercetum*) volt. Az egyes erdőfoltok a növekvő emberi zavarás fokozatait reprezentálták (városi, városszéli, városon kívüli) (Magura et al. 2004b). 2006-ban és 2011-ben a gyűjtéseket nem őshonos telepítésekben (akácos, erdeifenyves, vöröstölgyes), valamint egy természetközeli gyöngyvirágos tölgyesben és különböző korú újraterelített erdőfoltjaiban végeztük. A csapdák áprilistól október végéig üzemeltek. A begyűjtött futóbogarak faji szintű határozásához minden esetben Húrka (1996) munkáját használtuk.

2.2 Laboratóriumi módszerek

A toxikus elemek koncentráció meghatározásához a futóbogarakat először egy műanyag szitára helyeztük és átöblítettük 250 ml Millipore Milli-Q rendszerrel duplán desztillált vízzel. Minden futóbogár egyedet egyesével ismert tömegű 25 ml-es főzőpoharakba tettünk. A minták testtömegét azonnal

mértük. A mintákat ezt követően egy éjszakán át szárítottuk 105 °C-on és visszamérést követően meghatároztuk a száraz tömeget. A mintákat ezután 2 ml 65 % (m/m) salétromsavval (Scharlau) roncsoltuk 80 °C-on 4 órán át. Majd a roncsolt mintákat hígítottuk 20 ml 1 %-os (m/m) salétromsavval (Braun et al. 2009, 2012). A futóbogarak Al, Ba, Cd, Cu, Fe, Mn, Sr, Pb és Zn koncentrációjának meghatározását mikrohullámú plazma atom emissziós spektrométerrel (MP-AES 4100, Agilent Technologies) végeztük. Hatpontos kalibrációs eljáráshoz többelemű kalibráló oldatot (Merck ICP multi-element standardoldat IV) használtuk. A futóbogár minták Cr és Ni koncentrációja kimutatási határ alatt volt.

2.3. *Adatelemzés*

A városi, városszéli és városon kívüli élőhelyek kvantitatív karakterfajait az IndVal (Indicator Value; kvantitatív karakterfaj meghatározás) módszerrel (Dufrene & Legendre 1997) határoztuk meg. Ez a módszer jól használható a kvantitatív karakterfajok azonosítására; random permutációk révén a karakterfajokhoz statisztikus szignifikancia érték is megadható (Elek et al. 2001, Magura et al. 2000, 2001b, 2003). A három élőhely csapdáiban talált szignifikáns karakterfajok egyedszámában mutatkozó különbségek feltárására varianciaanalízist (nested ANOVA) alkalmaztunk. Az adatok normál eloszlását log $x+1$ transzformációval (Sokal & Rohlf 1995) érték el. Ha volt szignifikáns eltérés, akkor Tukey-féle tesztet végeztünk a csoportátlagok közötti szignifikáns különbség meghatározásához. A szignifikáns karakterfajok habitat-preferencia besorolásakor Húrka (1996) adatait vettük alapul. A környezeti tényezők és az karakterfajok közötti kapcsolatot kanonikus korrespondencia-analízissel (DCCA) elemeztük, a CANOCO csomag használatával (Ter Braak & Šmilauer 1998). A futóbogarak egyedszámát szintén a log $x+1$ formula szerint transzformáltuk.

A toxikus elemakkumulációt vizsgáló tanulmányunkban a statisztikai számításokat SPSS/PC+ és Canoco for Windows statisztikai programcsomaggal végeztük. A varianciák homogenitásának tesztelésére Levene tesztet alkalmaztunk. A futóbogarak toxikus elem koncentrációjának értékelésére főkomponens analízist (PCA) használtuk. A futóbogarak toxikus

elemkoncentrációját GLM ANOVA alkalmazásával vetettük össze a vizsgált területeken (városi, városszéli és városon kívüli) és a tanulmányozott évszakokban. Amikor szignifikáns különbségeket tapasztaltunk Tukey-féle tesztet végeztünk a csoportátlagok közötti szignifikáns különbségek kimutatására.

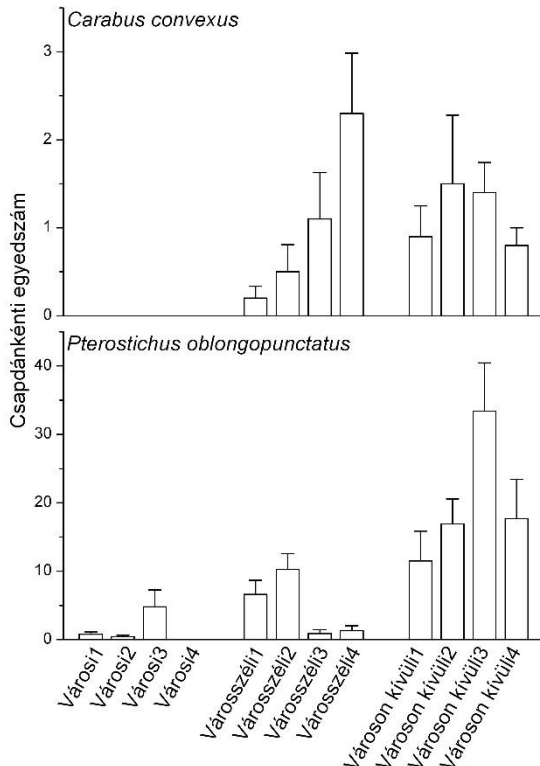
Az atkafertőzöttség változásának elemzése során χ^2 -tesztet és Mood-féle medián tesztet használtunk a prevalencia és a medián intenzitás összehasonlítására a városon kívüli és a városi területek között. Bootstrap t-tesztet alkalmaztunk, hogy feltárjuk a különbségeket a foretikus atkák átlagos abundanciája és átlagos intenzitása tekintetében a mintavételi helyek között. A számításokat a QP 3.0 szoftverrel végeztük (Rózsa et al. 2000).

Az erdőfelújítások hatásait vizsgáló kutatásaink adatainak elemzésekor a futóbogarak habitat affinitásának és diszperziós képességének besorolásakor Húrka (1996) adatait vettük alapul. Általánosított Lineáris Modelt (GLMs) használtunk Poisson-eloszlású link-függvény alkalmazásával, hogy teszteljük a különbségeket az eltérő habitat affinitású futóbogarak egyedszámában és fajsza-mában, a jó diszperziós képességű fajok egyedszámában és fajsza-mában a négy állomány típus között (őshonos, idős homoki tölgyes, 5, 15 és 45 éves újraterelített kocsányos tölgy állományok) (Zuur et al. 2009). Ha a GLM szignifikáns különbséget mutatott az átlagok között, akkor Tukey teszt felhasználásával elvégeztük a többszörös összehasonlítást. A futóbogár együttesek összetételének összehasonlítását az állomány típusokban csapda szinten többdimenziós skálázással (MDS) Hellinger távolság függvény alkalmazásával végeztük (Legendre & Legendre 1998). A karakterfajok azonosítására az IndVal (Indicator Value) módszert használtuk Monte-Carlo permutáció alkalmazásával (Dufrene & Legendre 1997).

3. Eredmények

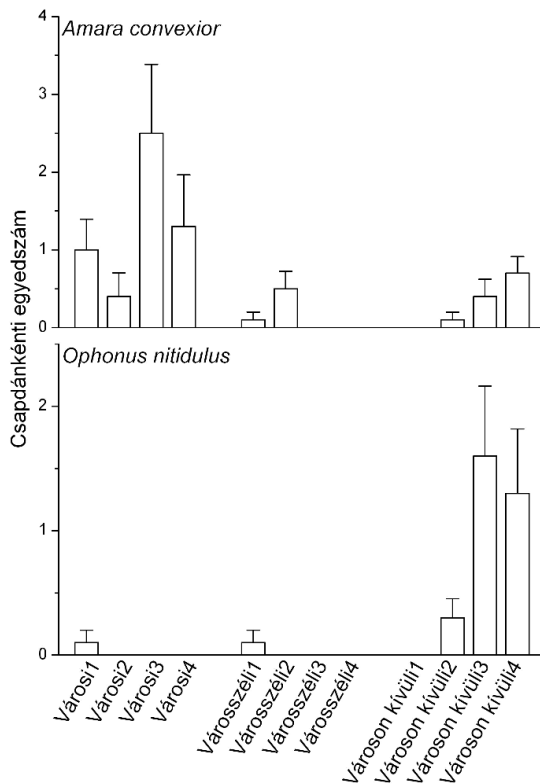
3.1. Futóbogárfajok előfordulási mintázata

A kutatás során összesen 50 futóbogár faj 2140 egyedét gyűjtöttük. 12 faj fordult elő 1 %-nál magasabb arányban, ezeket szokás domináns fajknak tekinteni. Az IndVal módszer használata során a domináns fajok 4 csoportját különítettük el: (1) a városi élőhely jellemző fajai, melyek vagy csak itt fordultak elő, vagy itt fordultak elő a legnagyobb számban (*Amara convexior*, *Notiophilus rufipes*, *Anisodactylus nemorivagus*, *Pterostichus melanarius*, *Bembidion lampros*); (2) a városszéli élőhelyeken is általánosan előforduló faj (*Harpalus luteicornis*); (3) a városon kívüli élőhely jellemző fajai (*Pterostichus oblongopunctatus*, *Ophonus nitidulus*, *Amara saphyrea*, *Pterostichus niger*) és (4) a városszéli és városon kívüli élőhelyekre egyaránt jellemző fajok (*Carabus convexus*, *Stomis pumicatus*).



1. ábra. Csapdánkénti átlagos egyedszámok ($\pm$ SE) két erdei specialista futóbogárfaj esetén.

A karakterfajok közül három faj erdei specialista (*Amara saphyrea*, *Carabus convexus*, *Pterostichus oblongopunctatus*), hét faj generalista (*Amara convexior*, *Harpalus luteicornis*, *Notiophilus rufipes*, *Ophonus nitidulus*, *Pterostichus melanarius*, *Pterostichus niger*, *Stomis pumicatus*), kettő pedig nyílt élőhelyeket kedvelő faj volt (*Anisodactylus nemorivagus*, *Bembidion lampros*). A három erdei specialista faj egyedszáma a városon kívüli és a városszéli élőhelyeken magasabb volt, mint a városi élőhelyek esetében (1. ábra). Ez a különbség az *Amara saphyrea* esetében nem volt szignifikáns. A hét generalista faj közül mindössze kettőnek az egyedszáma mutatott jelentős változékonyságot az urbanizációs grádiens mentén.



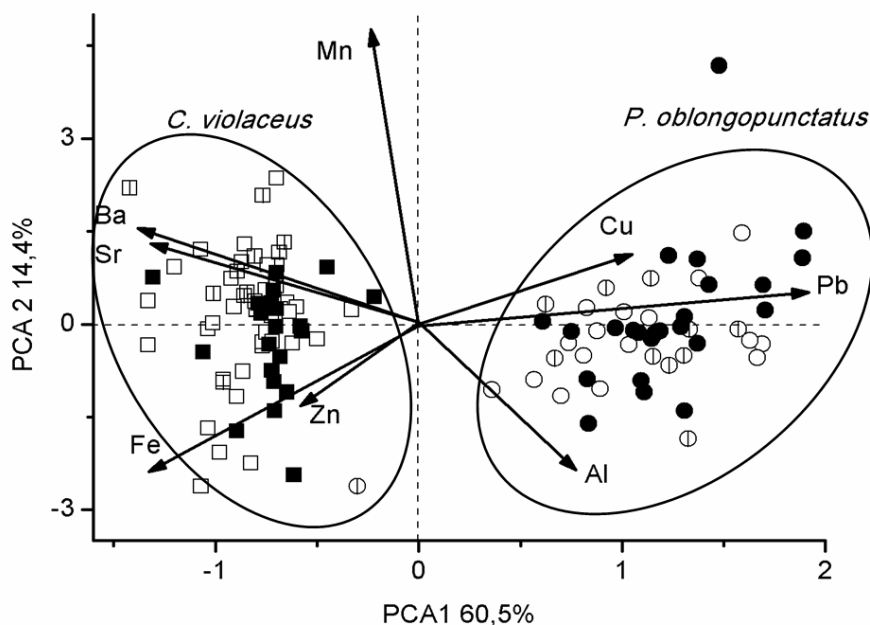
2. ábra. Csapdánkénti átlagos egyedszámok ($\pm$ SE) két generalista futóbogárfaj esetén.

Az *Amara convexior* a városi, míg az *Ophonus nitidulus* a városon kívüli élőhelyeken fordult elő sokkal nagyobb számban (2. ábra). A másik 5 generalista faj nagyobb egyedszámú előfordulása a városi (*Notiophilus rufipes*, *Pterostichus melanarius*), városszéli (*Harpalus luteicornis*), városon kívüli

A DCCA szerint a 12 karakterfaj egyedszáma alapján határozott elkülönülés tapasztalható az urbanizációs grádiens egyes mintavételi területei között. A négy városi mintavételi hely eltért a városszéli és városon kívüli mintavételi helyektől, melyek viszont egymáshoz igen hasonlók (3. ábra). A városi élőhelyre magasabb felszíni és talajhőmérséklet volt jellemző, míg a külvárosi élőhelyet magasabb relatív páratartalom, nagyobb avarborítás és dúsabb cserjeszint; a városon kívüli élőhelyet pedig a bomló faanyag, a lágyszárúak és a táplálékállatok nagyobb számú előfordulása jellemezte (3. ábra). A DCCA alapján öt faj (*Amara convexior*, *Anisodactylus nemorivagus*, *Bembidion lampros*, *Notiophilus rufipes*, *Pterostichus melanarius*) a magasabb felszíni és talajhőmérsékletű városi területekhez kötődött, míg másik három faj (*Carabus convexus*, *Pterostichus oblongopunctatus*, *Stomis pumicatus*) a közepesen vagy kevésbé zavart városszéli és a városon kívüli élőhelyeket preferálta (3. ábra). Megint csak másik három faj (*Amara saphyrea*, *Ophonus nitidulus*, *Pterostichus niger*) a bomló faanyag, a lágyszárúak és a prédaállatok nagyobb számú előfordulásával jellemezhető városon kívüli területek karakterfajának bizonyult. A *Harpalus luteicornis* pedig a dúsabb cserjeszintű városszéli élőhelyen fordult elő legnagyobb számban (3. ábra).

3.2. Urbanizáció hatása a toxikus elemek felhalmozódására futóbogarakban

A PCA nem mutatott egyértelmű különbséget a vizsgált területek között a *C. violaceus* és *P. oblongopunctatus* fajok egyedeinek toxikus elemkoncentrációjában. Viszont a vizsgált fajok teljesen elkülönültek egymástól az elemkoncentráció alapján PCA alkalmazásával (4. ábra). Az első komponens (PCA1) 60,5 %-át, míg a második (PCA2) 14,4 %-át adta a teljes variáciának. A Cu és a Pb pozitív korrelációt mutat a PCA1 komponenssel (4. ábra), ami azt jelenti, hogy a Cu és a Pb koncentrációja a *P. oblongopunctatus* egyedekben nagyobb. Ezzel szemben a Ba és a Sr negatívan korrelált a PCA1 komponenssel, azaz ezeknek a toxikus elemeknek a koncentrációja a *C. violaceus* egyedekben kisebb volt, mint a *P. oblongopunctatus* egyedekben. Találtunk pozitív korrelációt is: a Mn koncentráció és a PCA2 komponens között, míg az Al koncentráció negatívan korrelált a PCA2 komponenssel.



4. ábra. A vizsgált futóbogárfajok toxikus elemtartalma főkomponens analízissel (PCA). A négyzetek a *C. violaceus*, a körök a *P. oblongopunctatus* fajokat jelölik. A szimbólum kitöltések jelentése: üres - városon kívüli, középvonalas - városszéli, teli - városi mintavételi helyek.

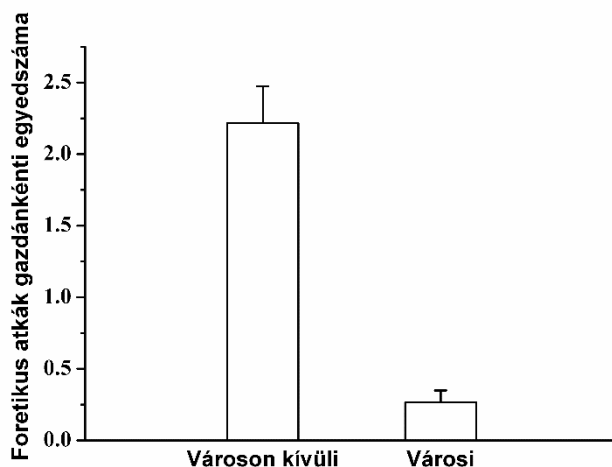
Szignifikáns különbséget találtunk a futóbogárfajok toxikus elemkoncentrációja között minden vizsgált elemre a Sr kivételével ($p=0,534$) GLM ANOVA alkalmazásával. Az összes elem koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt a *P. oblongopunctatus* egyedekben, mint a *C. violaceus* egyedekben ($p<0,001$) (2. táblázat). Ugyanakkor, nem volt szignifikáns különbség a futóbogarak toxikus elemkoncentrációi között a vizsgált területeken. Megvizsgáltuk továbbá az ivari különbségek hatását a toxikus elemek koncentrációira. Azt találtuk, hogy a Cu, a Sr és az Pb-koncentráció jelentősen különbözött a nőstény ($N=66$) és a hím ($N=50$) a futóbogarak között ($p<0,01$). A Cu és Pb-koncentráció szignifikánsan nagyobb volt a hímek esetében. A Sr koncentráció viszont a nőstények esetében nagyobb volt, mint a hímekénél.

2. táblázat. Futóbogarak toxikus elemkoncentrációi (átlag $\pm$ SE). Jelölések: V - városi, Vsz - városszéli, Vk - városon kívüli
n.k. - kimutatási határ alatti koncentráció.

Faj	Élőhely	Ivar	Toxikus elemek, mg kg ⁻¹								
			Al	Ba	Cd	Cu	Fe	Mn	Sr	Pb	Zn
<i>C. violaceus</i>	Vk	♂	6,9 $\pm$ 0,7	0,5 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	9,5 $\pm$ 0,4	78,3 $\pm$ 18,9	7,5 $\pm$ 0,8	2,2 $\pm$ 0,2	n.k.	50,6 $\pm$ 2,3
		♀	4,9 $\pm$ 0,6	0,8 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	6,2 $\pm$ 0,2	30,7 $\pm$ 2,8	8,7 $\pm$ 1,1	3,0 $\pm$ 0,2	n.k.	31,0 $\pm$ 1,0
	Vsz	♂	3,4 $\pm$ 0,4	0,6 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	8,1 $\pm$ 0,7	33,9 $\pm$ 10,4	7,3 $\pm$ 0,7	2,4 $\pm$ 0,2	n.k.	32,8 $\pm$ 4,6
		♀	3,4 $\pm$ 0,9	1,3 $\pm$ 0,8	0,1 $\pm$ 0,1	8,0 $\pm$ 1,2	28,4 $\pm$ 8,7	17,8 $\pm$ 3,1	3,9 $\pm$ 1,9	n.k.	33,8 $\pm$ 7,8
	V	♂	10,4 $\pm$ 3,0	0,6 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	8,2 $\pm$ 1,0	44,6 $\pm$ 9,2	5,1 $\pm$ 0,7	2,2 $\pm$ 0,3	n.k.	40,6 $\pm$ 4,9
		♀	8,0 $\pm$ 1,8	0,8 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,1	6,7 $\pm$ 0,8	32,0 $\pm$ 5,3	7,2 $\pm$ 1,8	3,2 $\pm$ 2,5	n.k.	26,4 $\pm$ 2,2
<i>P. oblongopunctatus</i>	Vk	♂	60,5 $\pm$ 21,8	1,4 $\pm$ 0,1	1,9 $\pm$ 0,4	56,1 $\pm$ 16,3	52,7 $\pm$ 11,8	24,3 $\pm$ 1,7	2,6 $\pm$ 0,3	25,8 $\pm$ 4,0	93,7 $\pm$ 4,6
		♀	31,4 $\pm$ 4,2	1,4 $\pm$ 0,2	2,0 $\pm$ 0,2	26,7 $\pm$ 1,6	74,5 $\pm$ 7,7	15,6 $\pm$ 1,3	3,3 $\pm$ 0,2	16,5 $\pm$ 1,9	97,6 $\pm$ 2,7
	Vsz	♂	39,0 $\pm$ 5,4	2,0 $\pm$ 0,6	2,6 $\pm$ 0,4	69,9 $\pm$ 11,8	75,7 $\pm$ 19,4	20,5 $\pm$ 2,0	1,7 $\pm$ 0,1	17,5 $\pm$ 3,0	93,0 $\pm$ 5,4
		♀	50,2 $\pm$ 18,6	2,1 $\pm$ 0,8	5,7 $\pm$ 4,1	27,5 $\pm$ 1,4	65,5 $\pm$ 9,5	15,5 $\pm$ 2,3	3,3 $\pm$ 0,5	17,1 $\pm$ 3,5	107,4 $\pm$ 3,5
	V	♂	48,2 $\pm$ 8,4	3,7 $\pm$ 1,3	2,0 $\pm$ 0,2	60,8 $\pm$ 5,1	43,7 $\pm$ 5,3	46,7 $\pm$ 25,0	2,4 $\pm$ 0,1	23,4 $\pm$ 2,1	94,0 $\pm$ 2,0
		♀	50,5 $\pm$ 13,5	1,3 $\pm$ 0,3	1,6 $\pm$ 0,2	31,8 $\pm$ 5,9	75,7 $\pm$ 21,7	18,3 $\pm$ 1,4	3,3 $\pm$ 0,2	17,4 $\pm$ 1,4	104,1 $\pm$ 4,4

3.3. Foretikus atkák *Carabus violaceus* gazdaegyedeken

A kutatás során összesen 199 *C. violaceus* egyedet gyűjtöttünk; 101 egyedet a városon kívüli és 98 egyedet a városi mintavételi területről gyűjtöttünk. A városon kívüli élőhelyen 224, a városi élőhelyen pedig 26 foretikus atkát találtunk a *C. violaceus* gazdaegyedeken. A begyűjtött mintákból két Mesostigmata atka fajt azonosítottunk: *Poecilochirus carabi* (44 egyed) és *Macrocheles glaber* (206 egyed). A prevalencia, valamint a foretikus atkák átlagos és medián intenzitása egyaránt szignifikánsan magasabb értéket mutatott a városon kívüli mintavételi területen (prevalencia: $p < 0,005$, χ^2 statisztika = 49,044, d.f.=1; átlagos intenzitás: Bootstrap p -érték = 0,005, t -statisztika = -3,34; medián intenzitás: p -érték = 0,034) (3. táblázat). A foretikus atkák átlagos abundanciája szintén a városon kívüli mintavételi területen volt szignifikánsan magasabb (átlagos abundancia: $p < 0,01$, t -statisztika = -7,25) (5. ábra).



5. ábra. Foretikus atkák gazdánkénti egyedszáma (átlag $\pm$ SE) a városon kívüli és városi mintavételi területeken.

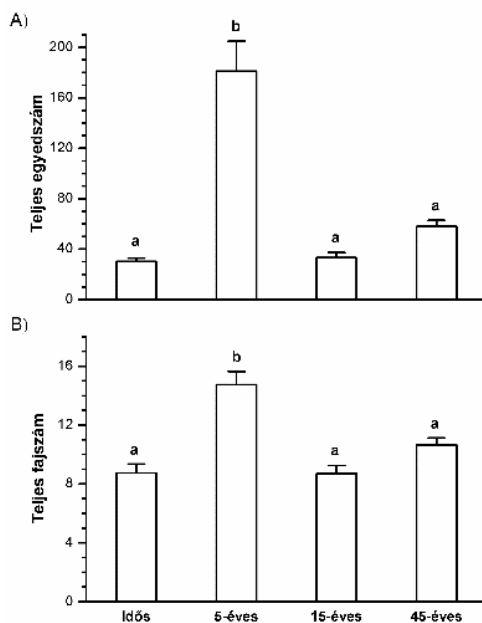
3. táblázat. Gazdaegyedek száma és fertőzöttségük a városon kívüli és városi mintavételi területeken.

Élőhely	Gazdaegyedek száma		Prevalencia	Intenzitás	
	Teljes	Fertőzött		Átlagos	Medián
Városon kívüli	101	62	61,4%	3,61	3,0
Városi	98	13	13,3%	2,00	1,0

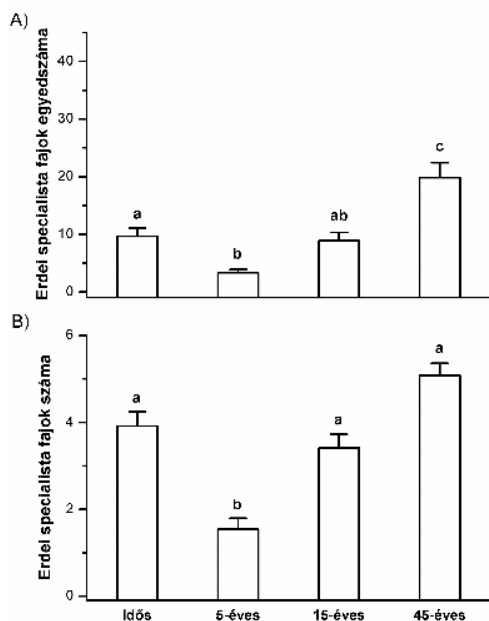
3.4. Futóbogár együttesek regenerálódása újraerdősítés során

A kutatás során összesen 70 futóbogárfaj 7258 egyede került a csapdádba. Ebből 40 faj 725 egyede az idős homoki tölgyesben, 46 faj 4345 egyede az 5 éves állományokban, 34 faj 796 egyede a 15 éves állományokban, míg 34 faj 1392 egyede a 45 éves állományokban volt. A leggyakoribb faj a *Harpalus flavescens* volt 1926 egyeddel (amely az összes fogás 26,5 % -a), kizárólag az 5 éves állományokból került elő. A futóbogár összes egyedszáma és fajsza száma szignifikánsan magasabb volt az 5 éves állományokban, mint a többi mintavételi helyen ($\chi^2 = 154,25$; d.f. = 3,3; $p < 0,0001$ és $\chi^2 = 60,85$; d.f. = 3,3; $p < 0,0001$ (6. ábra). Az átlagos egyedszám majdnem hatszor, míg az átlagos fajsza szám több mint másfélszer nagyobb volt az 5 éves állományokban, mint az idős állományokban (6. ábra). Az erdei specialista futóbogarak egyedszáma és fajsza száma szignifikánsan alacsonyabb volt az 5 éves állományokban ($\chi^2 = 62,64$; d.f. = 3,3; $p < 0,0001$ és $\chi^2 = 66,53$; d.f. = 3,3; $p < 0,0001$ (7. ábra). Nem volt szignifikáns különbség az erdei specialista fajok számában a lombkorona záródása után (15 éves állományoktól) (7. ábra). Az 5 éves állományokban viszont az erdei specialisták egyedszáma és fajsza száma több mint harmadával volt alacsonyabb az idős állományokhoz képest (7. ábra). A nyílt élőhelyeket preferáló futóbogarak egyedszáma és fajsza száma szignifikánsan magasabb volt az 5 éves állományokban a többi mintavételi helyhez képest ($\chi^2 = 49,83$; d.f.=3,3; $p < 0,0001$ és $\chi^2 = 222,81$; d.f.=3,3; $p < 0,0001$ (8. ábra). A jó diszperziós képességű (macropter és dokumentáltan röpképes) futóbogarak egyedszáma és fajsza száma szignifikánsan magasabb volt az 5 éves állományokban ($\chi^2 = 108,29$; d.f. = 3,3; $p < 0,0001$ és $\chi^2 = 112,44$; d.f.=3,3; $p < 0,0001$ (9. ábra).

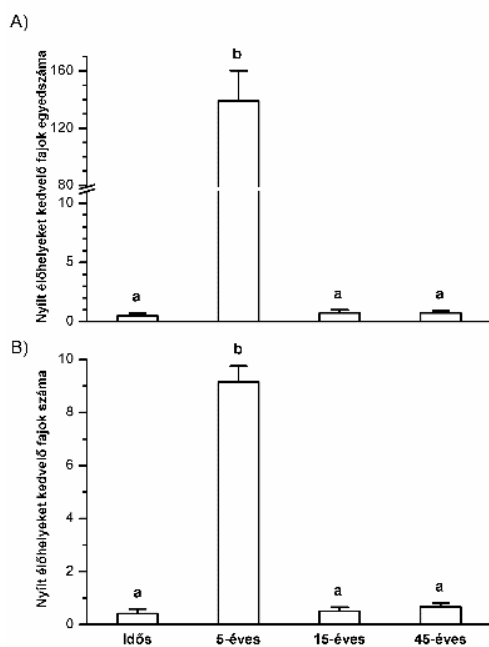
Az 5 éves állományok futóbogár együttese markánsan elkülönült a többi mintavételi hely futóbogár együttesétől az első ordinációs tengely mentén, miközben a futóbogár együttesek az idős homoki tölgyes, a 15 éves és a 45 éves állományokban nagyon hasonlóak voltak egymáshoz (10 ábra). A többváltozós analízis eredményei alapján az IndVal módszer használatával azonosítottuk a szignifikáns karakterfajokat (11. ábra): (1) kizárólag vagy a legnagyobb mennyiségben az idős homoki tölgyes állományokban előforduló fajok (*Synuchus vivalis*, *Ophonus nitidulus*); (2) kizárólag vagy legnagyobb mennyiségben az 5 éves állományban előforduló fajok (*Harpalus flavescens*, *Pseudoophonus griseus*, *Calathus erratus*, *Pseudoophonus rufipes*, *Harpalus distinguendus*); (3) záródott lombkoronájú élőhelyeket kedvelő fajok (idős homoki tölgyes, 15 éves és 45 éves állományok; *Carabus violaceus*, *Pterostichus niger*, *Pterostichus oblongopunctatus*, *Amara convexior*); (4) legnagyobb mennyiségben az idős homoki tölgyesben és a 45 éves állományokban előforduló fajok (*Carabus granulatus*, *Pterostichus melas*); és (5) kizárólag a 45 éves állományokban előforduló fajok (*Harpalus xanthopus winkleri*).



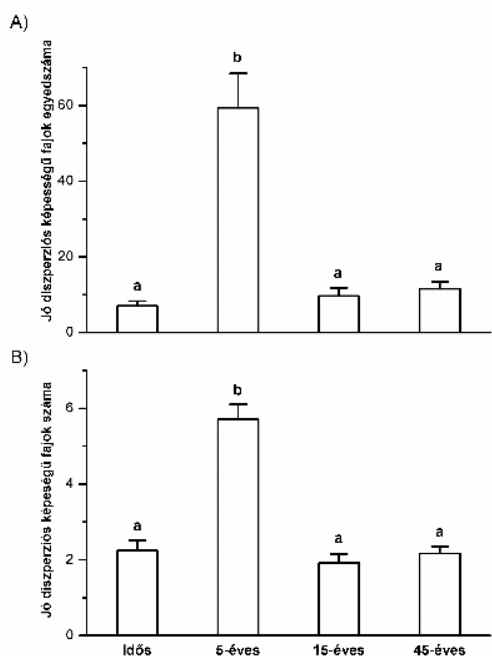
6. ábra. Futóbogarak (A) teljes egyedszáma és (B) fajszáma ($\pm$ SE) a vizsgált erdészeti ciklus egyes állományaiban. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelölik ($p < 0,05$, Tukey teszt).



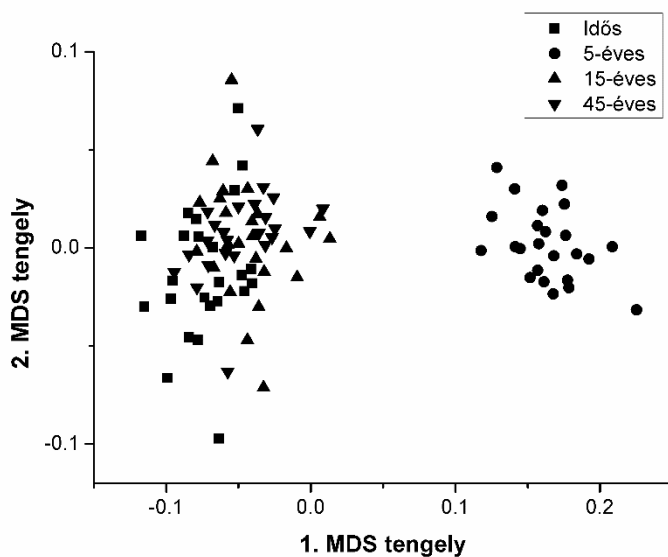
7. ábra. *Erdei specialista futóbogarak (A) egyedszáma és (B) fajsza (± SE) a vizsgált erdészeti ciklus egyes állományaiban. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelölik ($p < 0,05$, Tukey teszt).*



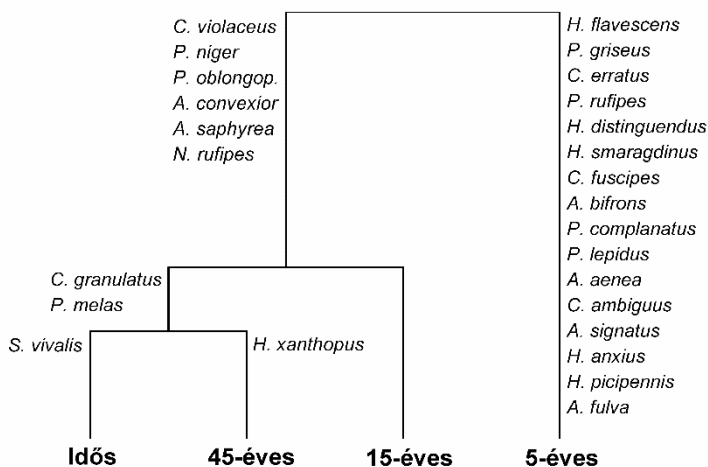
8. ábra. *Nyílt élőhelyeket kedvelő futóbogarak (A) egyedszáma és (B) fajsza (± SE) a vizsgált erdészeti ciklus egyes állományaiban. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelölik ($p < 0,05$, Tukey teszt).*



9. ábra. Jó diszperziós képességű futóbogarak (A) egyedszáma és (B) fajszáma ($\pm$ SE) a vizsgált erdészeti ciklus egyes állományaiban. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelölik ($p < 0,05$, Tukey teszt).



10. ábra. A csapdák ordinációja MDS-sel Hellinger távolságfüggvény alapján a vizsgált erdészeti ciklus egyes állományaiban.



11. ábra. Szignifikáns kvantitatív karakterfajok az *IndVal* eljárás alapján.

3.5. A Debreceni Nagyerdő futóbogár faunája

A gyűjtések során a Debreceni Nagyerdő erdőfoltjaiban összesen 107 futóbogárfaj egyedeit sikerült begyűjteni. Ez a mintegy 530 hazai faj 20 %-át teszi ki. A fajlistát gyűjtési dátum és mintavételi hely megjelöléssel az 1. függelék tartalmazza.

4. Értékelés

4.1. Futóbogárfajok előfordulási mintázata

Eredményeink szerint a 12 karakterfaj közül 4 faj reagált statisztikailag szignifikánsan az urbanizáció okozta hatásokra (*Carabus convexus*, *Pterostichus oblongopunctatus*, *Amara convexior* és *Ophonus nitidulus*). Az urbanizációs változások jellemzően közösségi szinten jelentkeztek. A vizsgálatok során végzett többváltozós analízis eredménye szerint a mintavételi területek jól elkülönültek a 12 karakterfaj egyedszáma alapján. A korábban publikált eredményekhez hasonlóan, a mi eredményeink is azt mutatják, hogy az urbanizáció leginkább a futóbogarak közösségeinek szintjén fejt ki hatását (Alariukka et al. 2002, Niemelä et al. 2002, Ishitani et al. 2003, Venn et al. 2003, Magura et al. 2004b, 2005b, 2008e, Weller & Ganzhorn 2004, Gaublomme et al. 2005, Tóthmérész & Magura 2005).

A három erdei faj közül kettő, a *Carabus convexus* és a *Pterostichus oblongopunctatus* reagált igen határozottan az urbanizáció hatásaira. Ezek a fajok kisebb egyedszámban fordultak elő az erősen zavart városi, mint a közepesen vagy kevésbé zavart városszéli és városon kívüli élőhelyeken. A GlobeNet program keretében végzett más vizsgálatok is igazolják az itt tapasztalt eredményeinket, azaz azt, hogy az erdei specialista fajok egyedszáma a városi élőhelyen minden esetben alacsonyabb, mint a városszéli és városon kívüli élőhelyeken (Magura et al. 2004b, 2005b, 2008e, Gaublomme et al. 2005, Tóthmérész & Magura 2005). Erdészetiileg kezelt erdőkben végzett kutatások emellett arra is rámutatnak, hogy az erdei fajok egyedeinek száma az erősen zavart területeken kisebb, mint a nem vagy csak kevésbé zavart területek esetében (Niemelä et al. 1993, Magura et al. 2000a, 2003, Koivula & Niemelä 2003, du Bus de Warnaffe & Lebrun 2004).

Vizsgálataink szerint a *Carabus convexus* és a *Pterostichus oblongopunctatus* egyedszáma a talaj és a felszín hőmérsékletének növekedésével egyre csökken. Ezek a fajok xerophilok és a magasabb hőmérsékletű területeket kedvelik (Thiele 1977, Turin et al. 2003). A fenti fajok emellett az élőhely-változásokra talán még érzékenyebbek, mint a

hőmérsékleti viszonyokra. Valóban, a városi élőhelyen a felszíni és a talajhőmérséklet magasabb volt (hősziget-effektus; Hawkins et al. 2004), de az élőhely olyan mértékű zavarásnak volt kitéve, hogy ezek az érzékeny, erdei fajok elkerülték ezeket az élőhelyeket. Hamburg belvárosának és városon kívüli peremterületeinek erdeiben végzett vizsgálataikban Weller & Ganzhorn (2004) is rámutatott, hogy a *Pterostichus oblongopunctatus* nagyobb számban fordult elő a városszéli és városon kívüli élőhelyeken, mint a városiban. Hasonló eredményeket közöltek Gaublomme et al. (2005) Brüsszelben és Brüsszel környékén található erdők futóbogár közösségeinek vizsgálata során.

Kutatásaink harmadik leggyakrabban előforduló erdei faja az *Amara saphyrea* kötődött legerősebben a városon kívüli területekhez. Egyedszáma a bomló faanyag mennyiségének növekedésével párhuzamosan nőtt. Ez a faj Magyarország legtöbb mezofil erdejében előfordul (Szél 1996). A faanyag lebomlásához megfelelő páratartalom szükséges, ami a bomló faanyag és a páratartalom kapcsolatát indokolja.

A generalista és nyílt területeket kedvelő fajok közül csak az *Amara convexior* volt szignifikánsan nagyobb számban a városi élőhelyen. További 4 faj (*Anisodactylus nemorivagus*, *Bembidion lampros*, *Notiophilus rufipes*, *Pterostichus melanarius*) is a városi élőhelyen fordult elő nagyobb számban. Ezekhez a területekhez való kötődésük a magasabb hőmérsékletű élőhely preferenciájukkal, vagy a városi jellegű zavartság (ritkítás, csapások keletkezése) következtében létrejött új mikrohabitatok gyors kolonizációjával magyarázható. Az *Amara convexior*, az *Anisodactylus nemorivagus*, a *Bembidion lampros* és a *Notiophilus rufipes* xerofil fajok (Thile 1977, Lindroth 1985-86, Szél 1996), míg a *Pterostichus melanarius* euritherm (Thile 1977), de lehet brachypter és macropter is (Húrka 1996). Ezért ez a faj hatékonyan kolonizálja az újonnan létrejött mikrohabitatoknak. Grandchamp et al. (2000) szintén azt tapasztalták, hogy a *Pterostichus melanarius* tömeges faja az erősen zavart (taposott) élőhelyeknek.

A futóbogár-közösségek kutatásán alapuló korábbi tanulmányok szintén kiemelik, hogy a generalista és nyílt élőhelyeket kedvelő fajok egyedeinek száma nagyobb a zavart élőhelyeken (Niemelä et al. 1993, Magura et al. 2000a, 2003, Koivula & Niemelä 2003, du Bus de Warnaffe & Lebrun 2004). A generalista *Ophonus nitidulus* faj egyedei igen nagy számban fordultak elő a

városon kívüli élőhelyeken. Egyedszáma emellett a bomló faanyag, a lágyszárúak és a prédaállatok mennyiségével együtt növekszik. Ez a faj részben növényevő (Larochelle 1990) és főként a kevésbé árnyékos helyeket, a világos lombhullató erdőket kedveli (Lindroth 1985-86). A nagy mennyiségű bomló faanyaggal, sok lágyszárúval és kielégítő mennyiségű prédaállattal jellemezhető városon kívüli élőhelyhez kötődik.

A generalista *Pterostichus niger* a városon kívüli élőhelyet részesítette előnyben. A bomló faanyag, a lágyszárúak és a prédaállatok mennyisége nagymértékben befolyásolják egyedszámának alakulását. Táplálkozását tekintve ez a faj generalista ragadozó és dögevő (Larochelle 1990). Ezek alapján az előfordulása és a prédaállatok mennyisége közötti szoros kapcsolatra számíthatunk. Mindemellett a lágyszárúakkal való nagyobb arányú borítottság következtében növekedhet a prédaállatok száma így a táplálékforrás időbeli eloszlása egyenletessé válhat (Niemelä & Spence 1994, Niemelä et al. 1994, 1996). Ez a faj higrofil természetű (Thiele 1977), a nedves élőhelyeket kedveli (Szél 1996). A bomló faanyag kedvező mikrokörnyezetet és védett helyet biztosíthat a hibernáció vagy a nyári dormancia állapothoz, a peték és a lárvák fejlődéséhez (Thiele 1977). Weller & Ganzhorn (2004) szintén rámutat, hogy a *Pterostichus niger* szinte kizárólag a városon kívüli élőhelyen fordul elő.

A *Stomis pumicatus* előfordulása a relatív páratartalom és az avarral való borítottság mértékének növekedésével párhuzamosan nőtt, a talaj- és talajfelszíni hőmérsékletek növekedésével viszont csökken. Ez az összefüggés a várakozásoknak megfelelően alakul, hiszen ez a faj euritherm és higrofil (Thiele 1977). Számos tanulmány igazolja, hogy a nagyobb mennyiségű avar nedvesebb mikroklimát és a környezeti hatásokkal szemben kedvezőbb körülményeket biztosít (Koivula et al. 1999, Magura et al. 2004a, 2005a, Taboada et al. 2004).

Ugyanezen a helyen végzett korábbi vizsgálatok eredményei azt mutatják, hogy közösségi szinten az erdei fajok összegyedszáma csökkent, a generalista és nyílt habitatokat kedvelő fajoké pedig nőtt a városi élőhely felé (Magura et al. 2004b). A mostani, faji szinten végzett vizsgálatok eredményei szerint a domináns karakterfajok közül csak a *Stomis pumicatus* esetében volt tapasztalható szignifikáns eltérés az urbanizációs grádiens mentén, míg a többi

faj esetében csak egyfajta trend volt megfigyelhető. Az élőhely szerkezetének ilyen nagymértékű átalakítása (erőteljes ritkítás és a bomló faanyag eltávolítása) továbbá aszfalttal borított utak létrehozása kerülendő (Magura et al. 2004b). Ezek a tevékenységek olyan nem kívánt mikroklimatikus, abiotikus és biotikus környezetváltozással járnak, melyek közvetlenül káros hatással vannak a futóbogárfajokra. Emellett a fent említett változtatások közvetett hatást is gyakorolnak az élőhelyek megszűnése, feldarabolódása vagy elszigetelődése következtében (Didham et al. 1996).

4.2. Urbanizáció hatása a toxikus elemek felhalmozódására futóbogarakban

Ebben a tanulmányban a futóbogarak toxikus elemkoncentráció változásait vizsgáltuk. Eredményeink igazolják a feltevést, hogy az eltérő táplálkozási preferenciák, szaporodási időszakok és ivari különbségek okozzák a különbségeket a futóbogárfajok toxikus elemkoncentrációi között. A többi kutatáshoz hasonlóan (Bednarska et al. 2013, Sklaski et al. 2011) nem találtunk szignifikáns különbséget a futóbogarak toxikus elemkoncentrációi között az urbanizációs grádiens mentén. A szervezetben felhalmozódott elemek (Zn, Cu és Mn) viszonylag állandó mennyiségben vannak jelen (Purchart & Kula 2007). Ezeknek az elemeknek az összessége a szervezetben leginkább a kiválasztás képességétől függ, ez pedig magyarázatot adhat az urbanizációs grádiens mentén hiányzó különbségekre. Korábbi vizsgálatok alapján úgy tűnik, hogy a futóbogarak kevésbé akkumulálják a toxikus elemeket hatékony detoxikáló mechanizmusuk következtében (Avgin & Luff 2000, Janssen et al. 1991, Kramarz 1999). Eredményeink azt mutatják, hogy szignifikánsak a különbségek a *C. violaceus* és *P. oblongopunctatus* toxikus elemkoncentrációi között. Vizsgálatunk azt is igazolta továbbá, hogy a toxikus elemfelvétel a leveleken keresztül majd a csigákon keresztül sokkal fontosabb, mint a talajon keresztül (Notten et al. 2005, Simon et al. 2014, 2016a, 2016b). A talajfauna polifág ragadozóinak jelentős része a futóbogarak közé tartozik (Brunsting & Heessen 1984). A *P. oblongopunctatus* morfológiája és élettana eredményeként csak fiatal és a kisebb földigilisztákat fogyasztanak. A fiatal földigiliszták nagyobb koncentrációban tartalmaznak mérgező elemeket, mivel nagyobb mennyiségű szerves anyagot fogyasztanak a talajból (Van Straalen et al. 2001). A toxikus elemek tipikusan szerves anyagokkal együtt

fordulnak elő a talajban; a talajban lévő szerves anyag fogyasztás ezért a földigiliszták nagyobb toxikus elem koncentrációját okozza (Hopkin 1989). Korábbi eredmények is igazolták, hogy a földigiliszták biotasszája pozitívan és szignifikánsan korrelált a toxikus elemkoncentrációkkal és az avarbomlással, valamint a lebontók biotasszájával (Hobbelen et al. 2006). Így a futóbogarak eltérő táplálékpreferenciája különbségeket okoz az eltérő fajok elem koncentrációi között. Kutatásaink során azt találtuk, hogy az ősszel szaporodó *C. violaceus* kevésbé akkumulálta a toxikus elemeket, mint a tavasszal szaporodó *P. oblongopunctatus*. Jelaska és mtsai (2007) azt a megfigyelést tették, hogy az ősszel szaporodó fajok több toxikus elemet akkumulálnak, mint a tavasszal szaporodók, amelyek életciklusára az adult forma áttelelése jellemző. Ugyanakkor azt is meg kell említenünk, hogy a toxikus elemasszimiláció mennyisége eltérhet a lárva és az imágó stádiumokban a különböző prédaállatok következtében (Bednarska & Laskowski 2009). Tehát a fajok között fennálló toxikus elemkoncentráció különbséget a különböző táplálékpreferenciák és az eltérő szaporodási időszakok, illetve áttelelési sajátosságok okozhatják. Bednarska és mtsai (2013) kimutatták, hogy a fajok különböző stratégiákkal rendelkeznek, hogy túléljenek a szennyezett területeken. A futóbogarak közül, a *P. oblongopunctatus* képes túlélni szennyezett területeken anélkül, hogy az komoly hatást gyakorolna az energiatartalékaira (Bednarska et al. 2013). Lagisz és Laskowski (2008) vizsgálta a toxikus elem szennyezés hatását a *P. oblongopunctatus* morfológiájára és bizonyították, hogy a szennyezéseknek való hosszú távú kitettség morfológiai változásokkal járnak, amelyek hatással vannak a futóbogarak fitnessére.

Vizsgálataink során szignifikáns különbségeket találtunk a toxikus elemek koncentrációiban a nemek között. A Cu és Pb koncentráció szignifikánsan nagyobb volt a hímekben, mint a nőstényekben. Ezzel szemben a Sr koncentráció nőstényekben nagyobb volt a hímekhez képest. Butovsky (2011) hat futóbogárfaj esetében is kimutatta, hogy a Zn nagyobb koncentrációban fordul elő a nőstényekben, mint a hímekben (*Poecilus cupreus*, *Pterostichus melanarius*, *Pterostichus niger*, *Pseudoophonus rufipes*, *Carabus nemoralis*, *Carabus granulatus*). Jelaska és mtsai (2007) is találtak különbséget a Mn koncentrációban a nemek között. A hímekben a Cu nagyobb koncentrációban akkumulálódhat a másik nemhez képest (Purchart & Kula

2007). Purchart és Kula (2007) pedig arról számolt be, hogy a koncentráció különbségek a hímek és nőstények között lokálisan jelennek meg alacsony szennyezés esetében. Wilczek és mtsai (2004) pedig az antioxidáns paraméterek és a toxikus elem terhelés közötti kapcsolatot vizsgálták pókok középbél mirigyeiben. Tanulmányuk szerint a szennyezőanyagok okozta stressz elleni sejtes reakciók ivar-függőek. Az antioxidáns reakciók fajspecifikusak a nőstényeknél és elsősorban a magas peroxidáz aktivitástól és a stressz fehérje szinttől függenek (Wilczek et al. 2008). A citoplazmatikus enzimek közül főleg a karboxilészterázok és a glutation-S-transzferázok (GST) játszanak fontos szerepet a szennyezőanyagok semlegesítésében (Wilczek et al. 2003). Stone és mtsai (2002) is beszámoltak arról, hogy a glutation-S-transzferáz (GST) szint magasabb volt nőstényekben, míg a hím bogarak esetében nem különbözött az enzimaktivitás a toxikus elem terheléses grádiens mentén. Ezért a nőstények érzékenyebbek a toxikus elem szennyezésekre.

4.3. Foretikus atkák *Carabus violaceus* gazdaegyedeken

A magyarországi Mesostigmata atka fauna kevésbé ismert. A meglévő információk is jószerivel faunisztikai és biogeográfiai adatokra korlátozódnak. A fellelhető publikációkban gyakran több, a magyar faunára új atkák előfordulását közlik (Kontschán 2006, Ripka et al. 2005). A nagy szaktudást és tapasztalatot igénylő határozás és gyűjtés miatt ritkábban kerülnek a Mesostigmata atkák az ökológia kutatások középpontjába. Kutatásunk során két foretikus atkafaj egyedeit azonosítottuk a vizsgált gazdafaj egyedein (*Macrocheles glaber* és *Poecilochirus carabi*). Ezeknek az atkáknak az egyedfejlődése rendkívül gyors, mindössze néhány nap (Sabah 2002). A nimfák csak terjedésre használják a bogarakat, nem táplálkoznak azokon. A kifejlett egyedek ragadozók, főként legyek petéit, lárváit és fonálférgeket (Nematoda) fogyasztják. Egy nőstény *M. glaber* 13-18 légy petét is képes elpusztítani naponta (Sabah 2002, Wise et al. 1988). Sajnos csak kevés adat áll rendelkezésre ezen atkák lehetséges prédaállatainak abundanciájáról az urbanizációs grádiens mentén. Legtöbb esetben azonban azt találták, hogy a légyfajok egyedszáma csökken a városi területek felé (Gibbs & Stanton 2001).

Mindkét hipotézisünket igazolták az eredmények, mivel eredményeink azt mutatták, hogy a prevalencia és a foretikus atkák átlagos abundanciája

egyenként magasabb volt a városon kívüli területen, mint a városi területen. Valamint a foretikus atkák átlagos és medián intenzitása is a városon kívüli területen mutatta a legmagasabb értéket. Erre az eredményre magyarázat lehet az, hogy a foretikus atkák abundanciája inkább az adott élőhelyen fellelhető prédaállatok számától függ, mintsem a *Carabus violaceus*, vagy más gazdaállat életképességétől (Mizser et al. 2016). Itt ugyanakkor azt is meg kell említenünk, hogy a *P. carabi* preferált gazdái inkább a dögbogarak (Silphidae) közé tartoznak.

A futóbogarak általában nemcsak foretikus atkákkal fertőzöttek. Több, erősebben gazdaspecifikus parafág Astigmata atka is él bogarakon (a bogarak felszínén és subelytrális üregében) (Krantz & Walter 2009). Ezeknek az atkáknak az eloszlása viszont befolyásolhatja a futóbogarak táplálkozását és reprodukciós sikerét. Ezért fontos, hogy több információval rendelkezünk az atkák, futóbogarak és más ízeltlábúak eloszlását befolyásoló hatásairól.

4.4. Futóbogár együttesek regenerálódása újraerdősítés után

A korábbi tanulmányok mindegyike komoly változásokat jelzett a futóbogár együttesek összetételében a tarvágások során fellépő drasztikus élőhely átalakítás eredményeként (Koivula 2011). A futóbogarak válasza legmarkánsabban a tarvágást követő korai szakaszban (1-3 év) mutatható ki. (Szyszko 1983, Niemelä et al. 2007, Koivula 2011, Schwerek & Szyszko 2011). A futóbogarak diverzitásában bekövetkező változás iránya a tarvágás rendszerű erdőfelújítás korai szakaszában egyértelmű. A tarvágás rendszerű erdőfelújítás legfiatalabb állományaiban fokozott futóbogár abundanciát és/vagy diverzitást találtak Európában (Koivula et al. 2002) és Észak-Amerikában is (Buddle et al. 2006). Hasonló abundancia és diverzitás mintázatot figyeltek meg őshonos fajokkal történt erdőfelújítás fiatal állományainak tanulmányozása során is (Niemelä et al. 1993, Pohl et al. 2007). Ezeket a fiatal állományokat előzőnlötték a nyílt élőhelyet kedvelő és a habitat generalista fajok, sőt néhány erdei specialista futóbogárfaj is túlélte, hozzájárulva ezzel a magas diverzitáshoz (Niemelä et al. 1993, Koivula et al. 2002, Buddle et al. 2006, Tóthmérész 2010). Amikor a nem őshonos ültetvények fiatalabb állományait kitermelték őshonos állományok telepítéséhez és a tarvágást nem követte terület előkészítés, akkor növekedett

a futóbogarak abundanciája vagy a fajgazdagsága a nyílt élőhelyeket kedvelő és a generalista fajok inváziója, valamint az egyes tartósan megmaradt erdei specialista fajok miatt (Butterfield 1997, Huber & Baumgarten 2005, Taboada et al. 2008). Ha azonban a tarvágást komolyabb terület előkészítés (szántás, mélylazítás, égetés) követte, akkor alacsonyabb futóbogár abundancia vagy diverzitás jelentkezett a fiatal állományokban (öt-tízszeres abundancia csökkenés; a fajgazdagság veszteség pedig elérheti a 60 %-ot), mind a lombhullató (Yu et al. 2006) mind a tűlevelű nem őshonos ültetvények felújítása során (Magura et al. 2002a, 2002c, 2003, 2006b). A nyílt élőhelyeket kedvelő és a habitat generalista futóbogárfajok képesek könnyen megtelepedni ezeken erősen előkészített területeken. A terület előkészítés azonban megsemmisíti a mikrohabitatokat, így az erdei specialista fajok eltűnését okozza (Magura et al. 2003). Természetesen, egy másik lényeges tényező, a regionális össz fajkészlet is befolyásolja a helyi futóbogarak diverzitását (Koivula 2011). Vizsgálataink során azt találtuk, hogy fokozódott a futóbogarak átlagos abundanciája és fajgazdagsága a legfiatalabb, 5 éves állományokban, köszönhetően a jó diszperziós képességű nyílt élőhelyeket kedvelő és generalista fajok inváziójának, melyek az össz fajkészlet mintegy 90 %-át adták.

A futóbogár együttesek diverzitására és kompozíciójára vonatkozó eredmények az erdőfelújítások későbbi szakaszaiban konzisztensek (Koivula 2011). Korábbi tanulmányok kimutatták, hogy az eltérő régiókban az eltérő fajkészletek ellenére az általános mintázat és a tarvágás miatti élőhelyátalakításra adott válasz hasonló (Niemelä et al. 2007). Tarvágás során nyílt területek keletkeznek. Ezek a nyílt területek elősegítik a nyílt élőhelyeket kedvelő fajok és a generalista (habitat generalista) fajok kolonizációját és túlélését. Mindeközben ezek a változások az élőhely szerkezetében és a mikroklimatikus körülményekben csökkentik az erdei specialista futóbogarak túlélését (Szyszko 1983, Szujecki et al. 1983, Koivula et al. 2002, Pawson et al. 2011, Toivanen et al. 2014). A lombkorona záródása után a nyílt élőhelyeket kedvelő és a habitat generalista fajok száma drasztikusan csökkenni kezd, míg erdei specialista fajok kezdenek visszatérni. Elek és mtsai (2005) megállapították, hogy a lombkorona a telepítést követő 6 és 8 év között záródik, ez pedig jelentősen megkönnyítette erdei specialista futóbogarak kolonizációját Észak-magyarországi lucfenyő állományokban. Pawson és

mtsai (2011) új-zélandi, eltérő korú *Pinus radiata* ültetvényekben végzett vizsgálatai során szintén megállapították, hogy a regenerációhoz szükséges idő szorosan összefügg a lombkorona záródással, az egyes fajok eltérő válaszai pedig az élőhely preferenciájukat tükrözi. A mi eredményeink is arra utalnak, hogy a futóbogarak diverzitása és kompozíciója nem tér el jelentősen a lombkorona záródása után. A lombkorona záródása 15 évvel az erdőfelújítást követően történt. A futóbogár együttesek diverzitásának és összetételének viszonylag gyors helyreállítását a fajok ökológiai rugalmasságának köszönhető. Számos erdei specialista faj jó diszperziós képességgel bír és nem specifikusak a táplálkozási szokásaik. A környezeti feltételek (megfelelő mennyiségű avar, aljnövényzet, nedvességtartalom, mikroklíma) a lombkorona záródásával hasonlóak lesznek az egyes állományokban, így az ökológiai rugalmasságuk eredményeként az erdei generalista fajok és az erdei specialista fajok többsége megtalálja a preferált élőhelyét és táplálékát. A röpképes futóbogarak nagyobb távolságokat is képesek leküzdeni. A röpképtelen fajok legfeljebb néhány száz métert tudnak megtenni a talajfelszínen mozogva, így a záródó lombkoronájú fiatal állományokat csak a szomszédos idős állományokból tudják kolonizálni. Pohl és mtsai (2007) arra következtettek vizsgálataik alapján, hogy az állományok kora a döntő tényezője a futóbogár együttesek kompozíciójának. Kimutatták, hogy a futóbogár együttesek összetétele 1-27 évvel újraterelítés után, ahogy az állományok öregedtek, egyre hasonlóvá váltak az idős állományokéhoz. De még 27 évvel a tarvágás után is különbözők voltak. Számos tanulmány számolt be arról, hogy egyes erdei specialista fajok képtelenek visszatelepülni a tarvágás után az erdő másodlagos szukcessziója során (Skłodowski 2006, Niemelä et al. 2007, Pohl et al. 2007). Élőhely preferenciáik vagy diszperziós korlátaik megakadályozhatják ezen sztenotóp erdei specialista futóbogárfajok megtelepedését az újraterelített állományokban (Niemelä et al. 1993, Magura et al. 2003, Pohl et al. 2007). Az erdőfelújítást megelőző talajelőkészítés (mechanikai talajkezelés), valamint a sekély szántás az újraterelített állományok kezelése során megsemmisíti az erdei specialista fajok által megkövetelt mikrohabitatokat, ezért jelentős hatást gyakorol azok újra megtelepedésére (Skłodowski 2014). A mikrohabitatok jelentőségét a specialista fajok túlélése és a regenerálódási képességét illetően más gerinctelen taxonok esetén is felismerték már (Debnár et al. 2016, McGeoch et al. 2007, Nagy et al. 2015, 2016, Stenbacka et al. 2010).

4.5. A Debreceni Nagyerdő ritka futóbogarai

A gyűjtések során több ritka vagy más okból fontos faj egyedeit is sikerült befogni, melyek a következők.

Amara gebleri Dejean, 1831 – Magyarországi elterjedése sporadikus előfordulási adatai miatt kevésbé ismert. Előkerült már a Kisalföldről, a Bakonyból, a Mátrából, Budapestről, Kalocsáról és a Kaszonyi-hegyről. Debrecenben 1967-ben már fogta Ötvös János (Ködöböcz 2006). 2004-ben 4, 2006-ban 7, 2009-ben és 2011-ben pedig 2-2 példányát sikerült gyűjteni a Debreceni Nagyerdőből. Minden alkalommal az erdő ugyanazon, idősebb állományából került elő.

Calosoma sycophanta (Linnaeus, 1758) – Adatai zömmel a Dunántúlról és az Északi-középhegységből vannak. Az Észak-Alföldön ritkának mondható, pedig kisebb facsoportokban is előfordulhat. Előkerült már almáskertből is Újfehértón (Kutasi et al. 2004). 2004-ben egyetlen példányát fogtuk a Debreceni Nagyerdő egy parkerdőszerűen gondozott részén, pár lépésnyire egy aszfaltozott sétánytól. Valószínű, hogy több van ebből a dekoratív bogárból, de mivel jórészt a lombkoronában keresi prédáját, ritkábban kerül a talajcsapdádba.

Harpalus flavescens (Piller & Mitterpacher, 1783) – Magyarországon a Duna-Tisza köze homokos területein van jelentős állománya, máshol viszont csak szórványos előfordulása ismert. Debrecenből említi Fridvalszky (1874), Kuthy (1897) és Csiki (1905–1908), 1962-ben szintén itt gyűjtötte Siroki Zoltán (Ködöböcz 2009). Ezt követően 2006-ban újra előkerült, méghozzá igen nagy számban, az erdő egy nyílt homokfelszínű, tölgycsemetékkel frissen ültetett területéről. Az első példányok július legelején jelentek meg, tömegessé augusztusban vált, majd csökkent az egyedszám, de még október közepén is került a csapdádba néhány. 2011-ben szintén gyűjtöttük egy másik, friss telepítésű foltban.

Harpalus modestus (Dejean, 1829) – Ritka faj. Alföldi adatai eddig: Szigethalom, Kalocsa, Hortobágyi Nemzeti Park, Bátorliget, Békéscsaba. A Debreceni Nagyerdőn utoljára Ködöböcz (2001) fogta egy példányát. Hat egyedét sikerült begyűjteni, mindig az erdő egy nyíltabb, fiatal telepítésű

részéről. Ismert adata van még a Börzsönyből és a Gödöllői-dombságról (Szél 1996).

Leistus rufomarginatus (Duftschmid, 1812) – Magyarországon főként domb- és hegyvidéken fordul elő. Az Észak-Alföldön a Fényi-erdőben (Bátorliget) fogták (Ködöböcz 2001). Öt példányát sikerült befogni a Debreceni Nagyerdő egyik idős tölgyes állományában, noha debreceni adata korábban nem volt ismert.

Nebria brevicollis (Fabricius, 1792) – Főként hegy- és dombvidékeken fordul elő, ezért adatai zömmel a Dunántúlról és az Északi-középhegységből valók. Az Alföld északkeleti részén meglehetősen ritka. Debrecenből még nem volt ismert előfordulása, legközelebb Tiszabecsnél gyűjtötték (Hegyessy & Szél 2002). Ezúttal is mindössze egy példányt sikerült fogni.

Masoreus wetterhalli (Gyllenhal, 1813) – Az Alföld északkeleti részén csak a Nyírségből és a Rétközből ismert (Ködöböcz 2007). Előfordult még a Bükkben és a Bodroghözben is (Szél 1996). A Debreceni Nagyerdőből idáig nincs adata. Kimondottan száraz, nyílt területeket preferáló faj (Húrka 1996). Egyetlen példánya az erdő egy friss telepítésű, nyílt homokfelszínekkel szabdaltszerű területéről került elő, avarrostálásból.

Poecilus lepidus (Leske, 1787) – Viszonylag ritka faj. Főként az Alpokalján, a Dunántúli- és az Északi-középhegységben fordul elő, gyakorta tölgyesekben, valamint bükkösökben (Szél 1996). Ismert adata van a Kárpátok patakparti égereseiből (Ködöböcz & Magura 1999). Az Alföld északkeleti részén gyűjtötték Mátészalkán (Horvatovich & Szarukán 1986), Újfehértón (Kutasi et al. 2004), de mindig száraz homoki gyepen. Debrecenből régi irodalmi források említik (Kuthy 1897). A befogott példányok döntő többsége a Debreceni Nagyerdő egy nyílt homokfelszínű, tölgyfacsometékkal frissen telepített részéről került elő.

Trechus austriacus Dejean, 1831 – A gyűjtéssorozat talán legérdekesebb eleme. Megtalálták már Aggteleken, de az Alföld északkeleti részéről irodalmi források nem említik. A száraz és mérsékelt nedves élőhelyeket kedveli, főként emlősök üregeinek közelében fordul elő (Húrka 1996). 2006-ban három példányt sikerült gyűjteni, július végén, szeptember végén és október közepén

friss erdőtelepítésekből. 2009 július végén további egy, 2011 októberében pedig két egyed az erdő idősebb állományából került elő (Mizser 2013).

5. Összegzés

Futóbogarak előfordulási mintázata urbanizációs grádiens mentén

Futóbogár fajok térbeli mintázatát vizsgáltuk városon kívüli, mérsékeltén zavart városszéli és erősen zavart városi élőhelyeken Debrecenben és környékén lévő erdőfoltokban (Debreceni Nagyerdő) talajcsapdák segítségével. Kutatási hipotézisünk szerint az erdei specialista fajok mennyisége fokozatosan csökken a városon kívüli élőhelytől a városi élőhely felé. Feltételeztük továbbá, hogy a generalista fajok nem egységesen reagálnak az urbanizációra, ezért nem mutatható ki egyértelmű egyedszámbeli változás az élőhelygradiens mentén. Hipotézisünknek megfelelően, két erdei specialista faj (*Carabus convexus*, *Pterostichus oblongopunctatus*) egyedszáma szignifikánsan csökkent a városon kívüli élőhelytől a városi élőhely felé. A generalista *Amara convexior* az erősen zavart városi élőhelyen volt a leggyakoribb, míg a szintén generalista *Ophonus nitidulus* a természetközeli városon kívüli élőhelyen. További öt generalista faj (*Notiophilus rufipes*, *Pterostichus melanarius*, *Harpalus luteicornis*, *Pterostichus niger*, *Stomis pumicatus*) egyedszáma nem változott szignifikánsan az élőhelygradiens mentén. A kanonikus korrespondencia-analízis eredménye szerint a vizsgált fajok egyedszámának változása pozitívan korrelált a talajhőmérséklet, a léghőmérséklet, a relatív páratartalom, az avarborítottság, a korhadó faanyag mennyiségének, a lágyszárúak és cserjék borításának, valamint a prédáállatok mennyiségének növekedésével.

Toxikus elemakkumuláció futóbogarakban

Eredményeink azt mutatják, hogy nem volt szignifikáns különbség a futóbogarak toxikus elemkoncentrációjában az urbanizációs gradiens mentén. Viszont találtunk különbségeket az eltérő futóbogárfajok toxikus elemkoncentrációiban. Ez a fajok eltérő táplálékpreferenciáitól, a különböző szaporodási időszakoktól és az ivartól függ. Az akkumulációs arány alapján a *P. oblongopunctatus* egyedekben a Zn és Cu kétszer annyira halmozódott fel, mint a *C. violaceus* egyedekben. Így arra a következtetésre jutottunk, hogy a

P. oblongopunctatus jobb ökológiai indikátora az antropogén zavarás mértékének, mint a *C. violaceus*. Ivari szempontból pedig a nőstények lehetnek jobb indikátorok, mivel azt tapasztaltuk, hogy ezek érzékenyebbek a toxikus elem szennyezésekre. Hasonló eredményekről számolt be Stone és mtsai (2002) is. Eredményeink azt is igazolták, hogy a generalista ragadozó futóbogarak, mint a *P. oblongopunctatus* egyedekben halmozódhat fel toxikus elem nagyobb koncentrációban, mint a specializáltabb ragadozó *C. violaceus* egyedekben. Jelaska és mtsai (2007) megerősítették ezt a megállapítást. A *C. violaceus* szaporodási időszaka általában őszre tehető és a lárvák telelnek át, a lárvák pedig nem táplálkoznak a hibernációs időszak alatt. A szaporodási időszak alapján is a *P. oblongopunctatus* a jobb indikátor, mert tavasszal szaporodik és az adult egyedek telelnek át. A toxikus elemakkumulációs különbségek összefüggésben állnak a fajok szaporodási időszakával. Eredményeink bizonyítják, hogy a toxikus elemek felhalmozódása olyan tényezőktől függ, mint a faji és ivari hovatartozás, szaporodási időszak és a táplálék preferencia. Kimutattuk továbbá, hogy a *P. oblongopunctatus* egyedek nagyobb arányban akkumulálták a toxikus elemeket, mint a *C. violaceus* egyedek; így a *P. oblongopunctatus* alkalmazása célszerűbb a környezeti toxikus elem szennyezés vizsgálatokhoz.

Atkafertőzöttség vizsgálata Carabus violaceus gazdaegyedeken

Carabus violaceus (Coleoptera: Carabidae) foretikus atka (Acari: Mesostigmata) fertőzöttségét vizsgáltuk városon kívüli és a városi élőhelyeken Debrecenben és a várost környező erdőfoltokban. A *C. violaceus* egyedeket élvefogó csapdákkal gyűjtöttük. Összesen 199 *C. violaceus* egyed került a csapdádba. A vizsgálat során két atka faj (*Poecilochirus carabi* és *Macrohales glaber*) 250 egyedét gyűjtöttük. 224 foretikus atka egyedet a városon kívüli élőhelyen, 26 foretikus atkát a városi élőhelyen találtunk *C. violaceus* gazdaegyedeken. Feltételeztük, hogy a prevalencia és a foretikus atkák átlagos abundanciája magasabb értéket mutat a városon kívüli területen, mint a városi területen. Valamint azt vártuk, hogy a foretikus atkák átlagos és medián intenzitása szintén a városon kívüli területen a legmagasabb. Eredményeink azt mutatták, hogy a zavarás (urbanizáció) hatására csökkent a foretikus atkák abundanciája a városi élőhelyeken. A prevalencia, valamint a foretikus atkák

átlagos és medián intenzitása, valamint átlagos abundanciája egyaránt szignifikánsan magasabb volt a városon kívüli élőhelyen. A *P. carabi* és *M. glaber* fajok fő tápláléka Dipterák tojásai és ezek első stádiumú lárvái, a gazdabogarakat csak terjedésre használják. Így a foretikus atkák abundanciája inkább az adott élőhelyen elérhető prédaállatok számától függ, mintsem a *Carabus violaceus* gazda életképességétől.

Futóbogár együttesek regenerálódása újraerdősítés után

Magyarországon a homoki tölgyes napjainkra kritikusan veszélyeztetett erdőtípussá vált (Mátyás 1996). Ezért erdőtelepítések kezdődtek a 1990-es években. Az új szabályok értelmében a természetvédelmi területeken a tarvágott bármely erdőt már őshonos fajokkal kell újraerdősíteni. Ennek eredményeként az Alföld természetvédelmi területein növekedett az őshonos kocsányos tölgy állományok aránya. Ezt követően merült fel a kérdés, hogy a talajfelszínhez kötődő gerinctelen együttesek képesek-e regenerálódni az őshonos fafajokkal történt erdőfelújítás után, és ha igen mennyi időt vesz ez igénybe. Kutatásunk célja az volt, hogy megvizsgáljuk a futóbogarak diverzitásának és összetételének regenerálódását őshonos tölgygel való erdőfelújítás alatt egy erdészeti ciklusban. Eredményeink azt mutatták, hogy a jó diszperziós képességű és kevésbé specifikus táplálkozási szokású futóbogarak diverzitása és összetétele a lombkorona záródása után regenerálódik. tanulmányunkban az állományok életkor grádiense nem volt teljes körű, ezért további vizsgálatokra van szükség, hogy egy pontosabb becslésünk legyen a futóbogarak diverzitásának és összetételének regenerálódási idejéről. Eredményeink alapján javasoljuk, hogy a talaj-előkészítést és sekély szántást el kell hagyni az újratelepítések és kezelések során. Csak olyan kezelések alkalmazását javasoljuk, amelyek nem változtatják meg a talajtani és környezeti feltételeket az újratelepített állományokba és ezáltal nem szüntetik meg a mikrohabitatokat, melyek a specialista fajok túlélését teszik lehetővé.

Adatok a Debreceni Nagyerdő futóbogár faunájához

Különböző ökológiai vizsgálatok során összesen 107 futóbogár faj egyedeit gyűjtöttük a Debreceni Nagyerdő területén 2004 és 2012 között, talajcsapda és avarrosta használatával. Faunisztikai szempontból figyelemre méltó fajok: *Amara gebleri*, *Calosoma sycophanta*, *Harpalus flavescens*, *Harpalus modestus*, *Leistus rufomarginatus*, *Nebria brevicollis*, *Masoreus wetterhalli*, *Poecilus lepidus*, *Trechus austriacus*.

6. Summary

Introduction

Urbanization is increasing worldwide, and today more than half of human population lives in and around cities. Urbanization causes the original, lightly disturbed rural areas to become fragmented and disturbed by the appearance of human habitation and development (suburban areas). At its core, cities are densely populated, built-up, developed and often highly disturbed areas, with isolated fragments of the original habitat remaining. These phases of urbanization seem to be similar all over the globe, but it is unknown whether these will cause similar changes in biodiversity (Magura et al. 2010). The most controlled, human-modified areas are the urbanized habitats mainly in the bigger cities (Gibb & Hochuli 2002). The urbanized forest patches are remarkably different from the natural ones. These habitats are usually warmer and drier than the rural forest patches (Marshall & Shortle 2005). From the adjacent habitats more non-native and invasive animal and plant species appear in the urban forest patches (McIntyre 2000, Tóthmérész et al. 2011).

Patterns of carabid beetles along an urban-rural gradient

We examined the distributional pattern of frequent carabid species along an urbanization gradient. The study area was located in a large, once continuous forested region in the Nagyerdő Forest Reserve Area at the North-East part of the Great Hungarian Plain near Debrecen city. There were three sampling areas (urban, suburban and rural) representing different levels of urbanization. The urban area was in a park of the downtown. The suburban area was in the outskirts of the city. The rural area was in a protected forest (*Convallario-Quercetum roboris*) nearby Debrecen city. Ground beetles were collected by unbaited pitfall traps with ethylene glycol as a killing-preserving solution. Pitfall traps were protected by fiberboard from litter and rain. During the urbanization study we used the standard GlobeNet protocol; there were 10 randomly placed traps in each study site and there were 4 spatial replicates of each site in the three sampling areas (urban, suburban and rural). Trapped

beetles were collected three-weekly from April to October. Carabids were identified to species level using standard keys (Hůrka 1996).

We predicted that (i) the abundance of the forest specialist carabid species should decrease from rural sites towards the urban sites; (ii) there is no special distributional pattern for the generalist species; (iii) the observed variation in carabid abundance should be explained by the environmental factors that relate to the habitat alteration caused by urbanization (Mizser 2007).

i.1. The abundance of two forest specialist species (*Carabus convexus*, *Pterostichus oblongopunctatus*) decreased significantly from rural sites to urban sites.

i.2. The abundance of the generalist species (*Amara convexior*) was higher in the urban sites than in the suburban and rural sites.

i.3. The generalist species (*Ophonus nitidulus*) was significantly more abundant in the rural sites.

i.4. Other frequent generalist species (*Notiophilus rufipes*, *Pterostichus melanarius*, *Harpalus luteicornis*, *Pterostichus niger*, *Stomis pumicatus*) showed no significant changes in abundance along the gradient.

i.5. Canonical correspondence analysis showed that the studied species was correlated by the following environmental factors: ground temperature, air temperature, relative humidity, leaf litter cover, cover of decaying wood, herbs, shrubs, and the amount of prey items.

Toxic elements of ground beetles along an urbanization gradient

Urbanization and anthropogenic activities are the major source of environmental pollution which may cause damage in terrestrial ecosystems and their organisms. Toxic elements can accumulate in soil and leaf tissue; thus, through the food chain they can accumulate in carabids. We investigated the effects of urbanization on toxic element concentration in *Carabus violaceus* and *Pterostichus oblongopunctatus* specimens along an urbanization gradient. The studied predator species were common and their distribution is widespread along the urbanization gradient.

Sampling areas were located in and around the city of Debrecen (Hungary) along an urban-suburban-rural gradient, once covered by continuous oak forest (*Convallario-Quercetum roboris*). Three sampling areas (urban, suburban and rural) were chosen representing different levels of urbanization. The urban area was in a park of the downtown. The suburban area was in the outskirt of the city. The rural area was in a protected forested and undisturbed area.

For the elemental content analysis adult carabids were collected with live-capture trapping during their reproductive period from May to August in 2010. Live ground beetles were moved to the laboratory where they were transferred into polyethylene bags. Until sample processing samples were stored in freezing at -18°C . Ground beetles were placed in a plastic sieve and flushed with 250 mL of double deionised water obtained from a Millipore Milli-Q system. Each ground beetle was transferred individually into a 25 mL beaker. Wet body mass of the samples were measured immediately. Samples were dried overnight at 105°C and reweighed to determine their dry mass. The material was then digested using 2 mL 65% (m/m) nitric acid (Scharlau) in the same container at 80°C for 4 h. Digested samples were diluted to 20 mL using 1% (m/m) nitric acid (Braun et al. 2009, 2012). Microwave plasma atomic emission spectrometer (MP-AES 4100, Agilent Technologies) was used the Al, Ba, Cd, Cu, Fe, Mn, Sr, Pb and Zn element analysis in ground beetles. We used six point calibration procedures with multi-element calibration solution (Merck ICP multi-element standard solution IV) (Simon et al. 2016).

ii.1. Significantly higher concentration was found in *P. oblongopunctatus* specimens than in *C. violaceus* for all studied elements, except Sr.

ii.2. We found significant differences in elemental concentrations between sexes in both species.

ii.3. Significantly higher Cu and Pb concentration was found in male beetles than in female ones. Just the opposite was true for the Sr concentration.

ii.4. Our study confirms that different breeding strategies and sexes cause differences in the accumulation of toxic elements.

Mite infection of Carabus violaceus in rural forest patches and urban parks

We investigated phoretic mite (Acari: Mesostigmata) infection of *Carabus violaceus* (Coleoptera: Carabidae) in rural forest patches and urban forested parks in and around Debrecen city, Hungary. We collected *C. violaceus* individuals using live-capture pitfall traps and preserved them frozen. We identified and counted each mite of the host beetle individuals. Traps were emptied daily from the beginning of May until the end of October in 2010 and 2011. All trapped *C. violaceus* individuals were separated from each other, and the beetles with their mites were preserved frozen. Mites were identified to species level using standard keys (Kontschán 2005, 2007, Krantz & Walter 2009).

Prevalence of mite infection, mean abundance of mites, mean and median intensity of mites were calculated. Chi²-test and Mood's median test were used to compare the prevalence and the median intensity of the rural forest patches and the urban parks. Bootstrap t-test was used to test differences in the mean abundance and mean intensity of phoretic mites.

We hypothesized that the prevalence of mite infection, mean abundance, mean and median intensity of mites are higher in rural forest patches than in urban parks (Mizser et al. 2016).

iii.1. We trapped altogether 199 *C. violaceus* individuals (101 in the rural forest patches and 98 in the urban parks). There were 250 phoretic mite individuals on the *C. violaceus* representing two species (*Poecilochirus carabi*, *Macrocheles glaber*).

iii.2. We found 224 mite individuals in the rural forest patches, and 26 in the urban parks. The prevalence, mean abundance, mean and median intensity of phoretic mites were significantly higher in the rural forest patches, than in the urban parks.

Recovery of ground-dwelling assemblages during reforestation

Timber-oriented forest management causes considerable changes in the forests, threaten the survival of many native species. Recognition of the scale and effects of the primary forest loss resulted in a considerable effort in the

restoration. To evaluate the success of restoration efforts it is important to answer whether the diversity and composition of indigenous assemblages can recover after reforestation with native trees and to know how long is the recovery time? We studied ground beetles of mature (130-year-old) oak forest, and recently established (5-year-old), young (15-year-old), and middle-aged (45-year-old) reforestation with native English oak by pitfall trapping to assess the recovery dynamics of their diversity and composition. The study area was in a large, continuous forested region, in the Nagyerdő Forest Reserve Area at the North-Eastern part of the Great Hungarian Plain near Debrecen city. There were two spatial replicate stands of each stage of the silvicultural cycle. The area of the stands was 3-10 hectares. The average distance between the studied replicates was 499 m. Ground beetles were collected by unbaited pitfall traps with ethylene glycol as a killing-preserving solution. Pitfall traps were protected by fiberboard from litter and rain. There were 12 randomly placed traps in all studied stands. Traps were 15-25 m apart from each other. Trapped beetles were collected three-weekly from April to October in 2011 (Magura et al. 2014).

Habitat affinity and dispersal ability of the species was designated from the literature (Húrka 1996). Macropter ground beetles observed in flight were regarded as good dispersers. Generalized Linear Mixed Models (GLMs) were used to test differences in the overall number of individuals and species, the number of the ground beetle individuals and species with different habitat affinity, and in the number of good disperser ground beetle individuals and species among the four forest types (mature oak forest, 5-yearold, 15-year-old and 45-year-old reforestations with oak). Composition of ground beetle assemblages in the forest types was compared using multidimensional scaling (MDS) based on abundance data using the Hellinger distance. The characteristic species for the stages of the silvicultural cycle was explored by the IndVal procedure (Dufrêne & Legendre 1997).

iv.1. The overall number of the ground beetle individuals and species richness were significantly the highest in the 5-year-old reforestation. The elevated overall number of ground beetle individuals and species richness in the 5-year-old reforestation were due to the colonization of good disperser open-habitat species.

iv.2. The number of forest-associated ground beetle individuals and species richness were significantly the lowest in the 5-year-old reforestation, whereas from 15 years after the reforestation, when the canopy has been closing, there was no significant difference in the number of forest species.

iv.3. Results of both the ordination and the quantitative character species analysis (IndVal) suggested that reforestation with native oak after mechanical soil treatment had detrimental effects on carabid assemblages. The diversity and composition of ground beetles with high dispersal ability and less specific feeding habit recovers after the closure of the canopy.

Ground beetle fauna of Nagyerdő, NE Hungary

Ground beetle species were collected in the area of Debreceni Nagyerdő Forest Reserve (NE Hungary) between 2004 and 2012, using pitfall traps and litter sifter (Mizser 2013).

The following species are remarkable from the faunistical point of view: *Amara gebleri*, *Calosoma sycophanta*, *Harpalus flavescens*, *Harpalus modestus*, *Leistus rufomarginatus*, *Nebria brevicollis*, *Masoreus wetterhalli*, *Poecilus lepidus*, *Trechus austriacus*.

Köszönetnyilvánítás Szeretnék köszönetet mondani Tóthmérész Béla és Magura Tibor professzoroknak, akik a kezdetektől támogatták és irányították a munkámat. Köszönöm Kődöböcz Viktornak a határozásokban nyújtott nélkülözhetetlen segítségét. Köszönöm a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóságnak, hogy lehetővé tette a terepi kutatások feltételeit. Köszönöm továbbá a Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszék és az MTA-DE Biodiverzitás Kutatócsoport munkatársainak a sok segítséget. Külön köszönet illeti Bogyó Dávidot, Debnár Zsuzsannát, Horváth Rolandot, Nagy Dávidot, Nagy Leilát, Simon Edinát, Szabó Gyulát, Szalkovszki Ottót és Tajthi Bencét a terepi és a laboratóriumi munkák során nyújtott segítségükért. A dolgozat elkészítését a Jedlik Ányos Doktorjelölti Ösztöndíj (TÁMOP-4.2.4.A/2-11-1-2012-0001) és a Szuperszámítógép, a nemzeti virtuális laboratórium című (TÁMOP-4.2.2.C-11/1/KONV-2012-0010) projekt támogatta.

Irodalom

- Alaruikka, D.M., Kotze, D.J., Matveinen, K. & Niemelä, J. 2002: Carabid and spider assemblages along an urban to rural gradient in Southern Finland. – *Journal of Insect Conservation* 6: 195–206.
- Andorkó, R. & Kádár, F. 2009: Life-history characteristics of the ground beetle *Carabus scheidleri* (Coleoptera: Carabidae) in Hungary. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*. 55: 381–393.
- Avgin, S.S. & Luff, M.L. 2000: Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicatorsof human impact. – *Munis Entomology & Zoology* 5: 209–215.
- Bednarska, A.J. & Laskowski, R. 2009: Environmental conditions enhance toxicanteffects in larvae of the ground beetle *Pterostichus oblongopunctatus* (Coleoptera: Carabidae). – *Environmental Pollution* 157: 1597–1602.
- Bednarska, A.J., Stachowicz, I. & Kuriańska, L. 2013: Energy reserves and accumulationof metals in the ground beetle *Pterostichus oblongopunctatus* from two metal-polluted gradients. – *Environmental Science and Pollution Research* 20: 390–398.
- Bogyó, D., Magura, T., Nagy, D.D. & Tóthmérész, B. 2015a: Distribution of millipedes (Myriapoda, Diplopoda) along a forest - forest edge - grassland habitat complex. – *ZooKeys* 510: 181–195.
- Bogyó, D., Magura, T., Simon, E. & Tóthmérész, B. 2015b: Millipede (Diplopoda) assemblages alter drastically by urbanisation. – *Landscape and Urban Planning* 133: 118–126.
- Braun, M., Simon, E., Fábíán, I. & Tóthmérész, B. 2009: The effects of ethylene glycoland ethanol on the body mass and elemental composition of insects collected with pitfall traps. – *Chemosphere* 77: 1447–1452.
- Braun, M., Simon, E., Fábíán, I. & Tóthmérész, B. 2012: Elemental analysis of pitfall-trapped insect samples: effects of ethylene glycol grades. – *Entomologia Experimentalis et Applicata* 143: 89–94.
- Brunsting, A.M.H. & Heessen, H.J.L. 1984: Density regulation in the carabid beetle *Pterostichus oblongopunctatus*. – *Journal of Animal Ecology* 53: 751–760.
- Buddle, C.M., Langor, D.W., Pohl, G.R. & Spence, J.R. 2006: Arthropod responses to harvesting and wildfire: implications for emulation of natural

- disturbance in forest management. – *Biological Conservation* 128: 346–357.
- Butovsky, R.O. 2011: Heavy metals in carabids (Coleoptera: Carabidae). In: Kotze, D.J., Assmann, T., Noordijk, J., Turin, H. & Vermeulen, R. (Eds.), *Carabid Beetles as Bioindicators: Biogeographical, Ecological and Environmental Studies*. – *ZooKeys* 100: 215–222.
- Butterfield, J. 1997: Carabid community succession during the forestry cycle in conifer plantations. – *Ecography* 20: 614–625.
- Csiki, E. 1905–1908: Magyarország bogárfaunája. Magyar Királyi Nyomda, Budapest, 465 pp.
- Davis, M. 2006: *Planet of Slums*. London: Verso.
- Debnár, Zs., Magura, T., Horváth, R., Nagy, D.D., Mizser, Sz., Demkó A., Tajthi, B. & Tóthmérész, B. 2016: Group selection harvesting supports diversity of forest specialist epigaeic arthropods (Coleoptera: Carabidae; Arachnida: Araneae; Isopoda: Oniscidae). *Periodicum Biologorum* DOI: 10.18054/pb.2016.118.3.3948
- Didham, R.K., Ghazoul, J., Stork, N.E. & Davis, A.J. 1996: Insects in fragmented forests: a functional approach. – *TREE* 11: 255–260.
- Du Bus de Warnaffe, G. & Lebrun, P. 2004: Effects of forest management on carabid beetles in Belgium: implications for biodiversity conservation. – *Biological Conservation* 118: 219–234.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997: Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecological Monographs* 67: 345–366.
- Elek, Z. & Lövei, G.L. 2005: Ground beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along an urbanization gradient near Sorø, Zealand, Denmark. – *Entomologiske Meddelelser* 73: 115–121.
- Elek, Z., Magura, T. & Tóthmérész, B. 2001: Impacts of non-native Norway spruce plantation on abundance and species richness of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Web Ecology* 2: 32–37.
- Elek, Z., Magura, T. & Tóthmérész, B. 2005: Effects of canopy closure of a young Norway spruce plantation on ground beetles. In: Lövei, G.L. & Toft, S. (eds) *European Carabidology 2003*. DIAS Report 114: 89–97.
- Fazekas, J., Kádár, F., Sárospataki, M. & Lövei G.L. 1999: Seasonal activity and reproduction in the spring breeding groundbeetle species *Agonum dorsale* and *Brachinus explodens* in Hungary (Coleoptera: Carabidae) – *Entomologia Generalis* 23: 259–269.

- Fridvalszky, J. 1874: Magyarország téhelyröpiinek futonczféléi. Értekezések a Természettudományok köréből, pp. 66.
- Gaublomme, E., Dhuyvetter, H., Verdyck, P. & Desender, K. 2005: Effects of urbanisation on carabid beetles in old beech forests. In: Lövei, G. L. and Toft, S (eds.): *European Carabidology 2003, Proceedings of the 11th European Carabidologists' Meeting*, DIAS Report, Flakkebjerg, 2005, pp. 111–123.
- Gibb, H. & Hochuli, D.F. 2002: Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. – *Biological Conservation* 106: 91–100.
- Gibbs, J.P. & Stanton, E.J. 2001: Habitat fragmentation and arthropod community change: Carrion beetles, phoretic mites, and flies. – *Ecological Applications* 11: 79–85.
- Grandchamp, A-C., Niemelä, J. & Kotze, J. 2000: The effects of trampling on assemblages of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in urban forests in Helsinki, Finland. – *Urban Ecosystems* 4: 321–332.
- Guisan, A. & Thuiller, W. 2005: Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. – *Ecology Letters* 8: 993–1009.
- Hawkins, T.W., Brazel, A.J., Stefanov, W.L., Bigler, W. & Saffell, E.M. 2004: The role of rural variability in urban heat island determination for Phoenix, Arizona. – *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 43: 476–486.
- Hegyessy, G. & Szél, Gy. 2002: A Mátra Múzeum bogárgyűjteménye, Carabidae (Coleoptera). – *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis*. 26: 189–220.
- Heikens, A., Peijnenburg, W.J.G.M. & Henricks, A.J. 2001: Bioaccumulation of heavymetals in terrestrial invertebrates. – *Environmental Pollution* 113: 385–393.
- Hobbelen, P.H.F., van den Brink, P.J., Hobbelen, J.F. & van Gestel, C.A.M. 2006: Effect of heavy metals on the structure and functioning of detritivore communities in a contaminated floodplain area. – *Soil Biology & Biochemistry* 38: 1596–1607.
- Hopkin, S.P. 1989: *Ecophysiology of Metals in Terrestrial Invertebrates*. Elsevier Applied Science, London and New York.
- Hornung, E., Tóthmérész, B., Magura, T. & Vilisics, F. 2007: Changes of isopod assemblages along an urban-suburban-rural gradient in Hungary. – *European Journal of Soil Biology* 43: 158–165.

- Horváth, R., Magura, T. & Tóthmérész, B. 2012: Ignoring ecological demands masks the real effect of urbanization: a case study of ground-dwelling spiders along a rural–urban gradient in a lowland forest in Hungary. – *Ecological Research* 27: 1069–1077.
- Horvatovich, S. & Szarukán, I. 1986: Faunal investigation of ground beetles (Carabidae) in the arable soils in Hungary. – *Acta Agronomica Hungarica* 35:107–123.
- Huber, C. & Baumgarten, M. 2005: Early effects of forest regeneration with selective and small scale clear-cutting on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a Norway spruce stand in Southern Bavaria (Höglwald). – *Biodiversity and Conservation* 14: 1989–2007.
- Hudson, L.N., et al. 2014: The PREDICTS database: a global database of how local terrestrial biodiversity responds to human impacts. – *Ecology and Evolution* 24: 4701–4735.
- Hůrka K. 1996: Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Kabourek, Zlin, Czech Republic.
- Ishitani, M., Kotze, D.J. & Niemelä, J. 2003: Changes in carabid beetle assemblages across an urban-rural gradient in Japan. – *Ecography* 26: 481–489.
- Janssen, M.P.M., Bruins, A., de Vries, T.H. & Van Straalen, N.M. 1991: Comparison of cadmium kinetics in four soil arthropod species. – *Archives of Environmental Contamination Toxicology* 20: 305–312.
- Jelaska, L.S., Blanusa, M., Durbesic, P. & Jelaska, D. 2007: Heavy metal concentrations in ground beetles, leaf litter, and soil of a forest ecosystem. – *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66: 74–81.
- Kádár, F. & Szél, Gy. 1999: Species composition and occurrence of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in the Pilis Biosphere Reserve, Hungary: a pitfall trap study. – *Folia entomologica hungarica* 60: 205–212.
- Koivula, M. 2011: Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. – *ZooKeys* 100: 287–317.
- Koivula, M. & Niemelä, J. 2003: Gap felling as a forest harvesting method in boreal forests: responses of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). – *Ecography* 26: 179–187.
- Koivula M., Punttila P. & Niemelä J. 1999: Leaf litter and the small-scale distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest. – *Ecography* 22: 424–435.

- Koivula, M., Kukkonen, J. & Niemelä, J. 2002: Boreal carabid-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along the clear-cut originated succession gradient. – *Biodiversity and Conservation* 11: 1269–1288.
- Kontschán, J. 2005: Contribution to the Macrochelidae fauna of Hungary (Acari: Mesostigmata). – *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* 29: 77–80.
- Kontshán, J. 2006: Check list of the Hungarian Mesostigmatid mites I.–II. Zerconidae and Macrochelidae. – *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* 30: 129–136.
- Kontschán, J. 2007: New and rare Mesostigmatid mites to the fauna of Hungary. – *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* 31: 99–106.
- Ködöböcz, V. & Magura, T. 1999: Biogeographical connenctions of the carabid fauna (Coleoptera: Carabidae) of the Beregi-síkság to the Carpathians. – *Folia Entomologica Hungarica* 60:195–203.
- Ködöböcz, V. 2001: Adatok Debrecen és a Fényi-erdő (Bátorliget) környékének futóbogár faunájához (Coleoptera: Carabidae). – *Folia Entomologica Hungarica* 62: 343–355.
- Ködöböcz, V. 2006: A Debreceni Déri Múzeum futóbogár (Coleoptera: Carabidae) gyűjteménye. Debreceni Déri Múzeum Évkönyve 89–121.
- Ködöböcz, V. 2007: Az Északkeleti-Alföld futóbogár faunája (Coleoptera: Carabidae) és állatföldrajzi kapcsolatai. Doktori értekezés
- Ködöböcz, V. 2009: A Debreceni Egyetem Siroki Zoltán gyűjteményének futóbogarai (Coleoptera: Carabidae). – *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* 39: 109–126.
- Kramarz, P. 1999: Dynamics of accumulation and decontamination of cadmium and zinc in carnivorous invertebrates 1. The ground beetle, *Poecilus cupreus* L. – *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 63: 531–537.
- Krantz, W & Walter D.E. 2009: Manual of Acarology. Third Edition. Texas Tech University Press, Lubbock Texas, pp. 807
- Kutasi, Cs., Markó, V. & Balog, A. 2004: Species compositin of Carabid (Coleoptera: Carabidae) communities in apple and pear orchards in Hungary – *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 39: 71–89.
- Kuthy, D. 1897: Coleoptera. In: A Magyar Birodalom Állatvilága (Fauna Regni Hungariae). III. Arthropoda. (Insecta. Coleoptera). Kir. M. Természettudományi Társulat, Budapest, pp. 213.

- Lagisz, M. & Laskowski, R. 2008: Evidence for between-generation effects in carabidsexposed to heavy metals pollution. – *Ecotoxicology* 17: 59–66.
- Larochelle, A. 1990: The food of carabid beetles. – *Fabreries Supplement* 5: 1–132.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998: Numerical Ecology. Elsevier, Amsterdam.
- Lindqvist, L. & Block, M. 1997: Influence of life and history on metal accumulationin two beetle species (Insecta: Coleoptera). – *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 58: 518–522.
- Lindqvist, L. & Block, M. 1998: Sex specific interactions between Cd and Zn in three beetle species (Insecta, Coleoptera). – *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 61: 51–56.
- Lindqvist, L. & Block, M. 2001: Metal pollution and fat accumulation in the carabid beetle *Pterostichus melanarius* (Coleoptera: Carabidae). – *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 66: 184–188.
- Lindroth, C.H. 1985–86: The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomologica Skandinavica, Leiden and Copenhagen.
- Lövei, G.L. & Sunderland, K.D. 1996: Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). – *Annual Review of Entomology* 41: 231–256.
- Lövei, G.L., Magura, T., Tóthmérés, B. & Ködöböcz, V. 2005: The influence of matrix habitat on ground beetle (Carabidae) species richness patterns in habitat islands. In: Lövei, G.L. & Toft, S. (eds) European Carabidology 2003. DIAS Report 114: 163–172.
- Lövei, G.L., Magura, T. Tóthmérés, B. & Ködöböcz, V. 2006: The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in habitat islands. – *Global Ecology and Biogeography* 15: 283–289.
- Magura, T. & Tóthmérés, B. 1997: Testing edge effect on carabid assemblages in an oak-hornbeam forest. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 43: 303–312.
- Magura, T. & Tóthmérés, B. 1998: Edge effect on carabids in an oak-hornbeam forest at the Aggtelek National Park (Hungary) – *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 33: 379–387.
- Magura, T., Ködöböcz, V., Tóthmérés, B., Molnár, T., Elek, Z., Szilágyi, G. & Hegyessy, G. 1997: Carabid fauna of the Beregi-síkság and its biogeographical relations (Coleoptera: Carabidae). – *Folia Entomologica Hungarica* 58: 73–82.

- Magura, T., Tóthmérés, B. & Bordán, Zs. 2000a: Effects of nature management practice on carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a non-native plantation. – *Biological Conservation* 93: 95–102.
- Magura, T., Tóthmérés, B. & Molnár, T. 2000b: Spatial distribution of carabids along grass-forest transects – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 46: 1–17.
- Magura, T., Ködöböcz, V. & Tóthmérés, B. 2001a: Effects of Habitat Fragmentation on Carabids in Forest Patches. – *Journal of Biogeography* 28: 129–137.
- Magura, T., Tóthmérés, B. & Molnár, T. 2001b: Forest edge and diversity: carabids along forest-grassland transects. – *Biodiversity and Conservation* 10: 287–300.
- Magura, T., Tóthmérés, B. & Molnár, T. 2001c: Edge effect on carabids along forest-grass transects. – *Web Ecology* 2: 7–13.
- Magura, T., Elek, Z. & Tóthmérés, B. 2002a: Impacts of non-native spruce reforestation on ground beetles. – *European Journal of Soil Biology* 38: 291–295.
- Magura, T., Tóthmérés, B. & Bordán, Zs. 2002b: Carabids in an oak-hornbeam forest: Testing the edge effect hypothesis. – *Acta Biologica Debrecina* 24: 55–72.
- Magura, T., Tóthmérés, B. & Elek, Z. 2002c: Distribution of carabids following leaf-litter manipulation in a Norway spruce plantation. In: Szyszko, J., den Boer, P.J. & Bauer, Th. (eds.) *How to Protect or What we Know About Carabid Beetles?* Warsaw Agricultural Univ. Press, pp. 247–258.
- Magura, T., Tóthmérés, B. & Elek, Z. 2003: Diversity and composition of carabids during a forestry cycle. – *Biodiversity and Conservation* 12: 73–85.
- Magura, T., Tóthmérés, B. & Elek, Z. 2004a: Effects of leaf-litter addition on carabid beetles in a non-native norway spruce plantation. – *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 50: 9–23.
- Magura, T., Tóthmérés, B. & Molnár, T. 2004b: Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. – *Landscape Ecology* 19: 747–759.
- Magura, T., Tóthmérés, B. & Elek, Z. 2005a: Impacts of leaf-litter addition on carabids in a conifer plantation. – *Biodiversity and Conservation* 14: 475–491.

- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. 2005b: Species richness of carabids along a forested urban-rural gradient in eastern Hungary. In: Lövei, G.L. & Toft, S. (eds.): *European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologists' Meeting*. DIAS Report, Flakkebjerg, pp. 209–217.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Hornung, E. 2006a: Az urbanizáció hatása talajfelszíni ízeltlábúakra. – *Magyar Tudomány* 167: 705–708.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Elek, Z. 2006b: Changes in carabid beetle assemblages as Norway spruce plantations age. – *Community Ecology* 7: 1–12.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Lövei, G.L. 2006c: Body size inequality of carabids along an urbanisation gradient. – *Basic and Applied Ecology* 7: 472–482.
- Magura, T., Hornung, E. & Tóthmérész, B. 2008a: Abundance patterns of terrestrial isopods along an urbanization gradient. – *Community Ecology* 9: 115–120.
- Magura, T., Lövei, G.L. & Tóthmérész, B. 2008b: Time-consistent rearrangement of carabid beetle assemblages by an urbanisation gradient in Hungary. – *Acta Oecologica* 34: 233–243.
- Magura, T., Ködöböcz, V. & Tóthmérész, B. 2008c: The Real Pattern in the Species-area relationship - Case study using Ground Beetles. Urbanisation and ground-dwelling invertebrates. In: H.G. Schröder (ed.): *Grasslands: Ecology, Management and Restoration*. Nova Science Publishers Inc, pp. 270
- Magura, T., Tóthmérész, B., Hornung, E. & Horváth, R. 2008d: Urbanisation and ground-dwelling invertebrates. In: *Urbanization: 21st Century Issues and Challenges*, ed. L.N. Wagner, pp. 213–225.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. 2008e: A species-level comparison of occurrence patterns in carabids along an urbanisation gradient. – *Landscape and Urban Planning* 86: 134–140.
- Magura, T., Hornung, E. & Tóthmérész, B. 2009: Changes of ground beetle and isopod assemblages along an urbanisation gradient in Hungary. In: Tajovský, K., Schlaghamerský, J. & Pižl, V. (eds.): *Contributions to Soil Zoology in Central Europe III*. pp. 97–101. ISB BC AS CR, v.v.i., České Budějovice, 2009.
- Magura, T., Horváth, R. & Tóthmérész, B. 2010a: Effect of urbanization on ground dwelling spiders in forest patches, in Hungary. – *Landscape Ecology* 25: 621–629.

- Magura, T., Lövei, G.L. & Tóthmérés, B. 2010b: Does urbanisation decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages? – *Global Ecology and Biogeography* 19: 16–26.
- Magura, T., Nagy, D.D. & Tóthmérés, B. 2013: Rove beetles respond heterogenously to urbanization. – *Journal of Insect Conservation* 17: 715–724.
- Magura, T., Bogyó, D., Mizser, Sz., Nagy, D.D., & Tóthmérés, B. 2015: Recovery of ground-dwelling assemblages during reforestation with native oak depends on the mobility and feeding habits of the species. – *Forest Ecology and Management* 339: 117–126.
- Marshall, E. & Shortle, J. 2005: Urban development impacts on ecosystems. In: Goetz, S., Shortle, J., Bergstorm, J. (eds) *Land use problems and conflicts: causes, consequences and solutions*. Routledge, New York, pp. 79–93.
- Máthé, I. & Balázs, E. 2006: Az emberi zavarás futóbogarakra gyakorolt hatásának vizsgálata Erdélyben – *Állattani Közlemények* 91: 57–68.
- Mátyás, Cs. 1996. Erdészeti ökológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- McGeoch, M.A., Schroeder, M., Ekbom, B. & Larsson, S. 2007: Saproxyllic beetle diversity in a managed boreal forest: importance of stand characteristics and forestry conservation measures. – *Diversity & Distribution* 13: 418–429.
- McIntyre N.E. 2000: Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. – *Annals of the Entomological Society of America* 93: 825–835.
- Mizser, Sz. 2007: Futóbogarak előfordulási mintázata egy urbanizációs élőhelygrádiens mentén. – *Állattani Közlemények* 92:(2) 79–90.
- Mizser, Sz. 2013: Adatok a Debreceni Nagyerdő futóbogár-faunájához (Coleoptera: Carabidae). – *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* 37: 71–78.
- Mizser, Sz., Nagy, L. & Tóthmérés, B. 2016: Mite infection of *Carabus violaceus* in rural forest patches and urban parks. – *Periodicum Biologorum* DOI: 10.18054/pb.2016.118.3.3925
- Molnár, T., Magura, T., & Tóthmérés, B. 2001: Ground beetles (Carabidae) and edge effect in oak-hornbeam forest and grassland transects. – *European Journal of Soil Biology* 37: 297–300.
- Nagy, D.D., Magura, T., Debnár, Zs., Horváth, R. & Tóthmérés, B. 2015: Shift of rove beetle assemblages in reforestations: Does nativity matter? – *Journal of Insect Conservation* 19: 1075–1087.

- Nagy, D.D., Magura, T., Mizser, Sz., Debnár, Zs. & Tóthmérész, B. 2016: Recovery of surface-dwelling assemblages (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) during clear-cut originated reforestation with native tree species. – *Periodicum Biologorum* DOI: 10.18054/pb.2016.118.3.3927
- Niemelä, J. & Spence, J. R. 1994: Distribution of forest dwelling carabids (Coleoptera): spatial scale and the concept of communities. – *Ecography* 17: 166–175.
- Niemelä, J., Langor, D. & Spence, J.R. 1993: Effects of clear-cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in western Canada. – *Conservation Biology* 7: 551–561.
- Niemelä, J. & Kotze, D.J. 2000: GLOBENET: the search for common anthropogenic impacts on biodiversity using carabids. In: Brandmayr, P., Lövei, G.L., Brandmayr, T.Z., Casale, A. & Taglianti, A.V. (eds.): Natural history and applied ecology of carabid beetles. Pensoft, Sofia-Moscow, pp. 241–246.
- Niemelä, J., Spence, J.R., Langor, D., Haila, Y. & Tukia, H. 1994: Logging and boreal ground-beetle assemblages on two continents: implications for conservation. In: Gaston K., Samways M. & New, T. (eds), Perspectives in Insect Conservation. Intercept Publications, Andover, UK, pp. 29–50.
- Niemelä, J., Haila, Y. & Punttila, P. 1996: The importance of small-scale heterogeneity in boreal forests: variation in diversity in forest-floor invertebrates across the succession gradient. – *Ecography* 19: 352–368.
- Niemelä, J., Koivula, M. & Kotze, D.J. 2007: The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. – *Journal of Insect Conservation* 11: 5–18.
- Niemelä, J., Kotze, J., Ashworth, A., Brandmayr, P., Desender, K., New, T., Penev, L., Samways, M. & Spence, J. 2000: The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. – *Journal of Insect Conservation* 4: 3–9.
- Niemelä, J., Kotze, J.D., Venn, S. Penev, L., Stoyanov, I., Spence, J., Hartley, D. & Montes, de Oca E. 2002: Carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) across urban-rural gradients: an international comparison. – *Landscape Ecology* 17: 387–401.
- Notten, M.J.M., Oosthoek, A.J.P., Rozema, J. & Aerts, R. 2005: Heavy metal concentrations in a soil–plant–snail food chain along a terrestrial soil pollution gradient. – *Environmental Pollution* 138: 178–190.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.-J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin,

- L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastià, M.-T., Schmidt, W., Standovár, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K. & Virtanen, R. 2010: Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: metaanalysis of species richness in Europe. – *Conservation Biology* 24: 101–112.
- Parviainen, J., Bucking, W., Vandekerkhove, K., Schuck, A. & Paivinen, R. 2000: Strict forest reserves in Europe: efforts to enhance biodiversity and research on forests left for free development in Europe (EU-COST-Action E4). – *Forestry* 73: 107–118.
- Pawson, S.M., Brockerhoff, E.G., Watt, M.S. & Didham, R.K. 2011: Maximising biodiversity in plantation forests: insights from long-term changes in clearfell-sensitive beetles in a *Pinus radiata* plantation. – *Biological Conservation* 144: 2842–2850.
- Pohl, G.R., Langor, D.W. & Spence, J.R. 2007: Rove beetles and ground beetles (Coleoptera: Staphylinidae, Carabidae) as indicators of harvest and regeneration practices in western Canadian foothills forests. – *Biological Conservation* 137: 294–307.
- Purchart, L. & Kula, E. 2007: Content of heavy metals in bodies of field ground beetles (Coleoptera: Carabidae) with respect to selected ecological factors. – *Polish Journal of Ecology* 55: 305–314.
- Ripka, G., Fain, A., Kaźmierski, A., Kreiter, S. & Magowski, W.Ł. 2005. New Data to the Knowledge of the Mite Fauna of Hungary (Acari: Mesostigmata, Prostigmata and Astigmata) – *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 40: 159–176.
- Rózsa, L., Reiczigel, J. & Majoros, G. 2000: Quantifying parasites in samples of hosts. – *The Journal of Parasitology* 86: 228–232
- Sabah I Al-Dulaimi 2002: Predation by the mite *Macrocheles glaber* (Müller) (Acarina: Macrochelidae) on the house fly *Musca Domestica* L. with some notes on its biology. – *Bulletin of the Iraq Natural History Museum* 9: 7–11.
- Sadler, J.P., Small, E.C., Fiszpan, H., Telfer M.G. & Niemelä J. 2006: Investigating environmental variation and landscape characteristics of an urban–rural gradient using woodland carabid assemblages – *Journal of Biogeography* 33: 1126–1138.
- Schwerk, A. & Szyszko, J. 2011: Model of succession in degraded areas based on carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). – *ZooKeys* 100: 319–332.
- Sergeeva, T.K. 1994: Seasonal dynamics of interspecific trophic relations in a carabid beetle assemblage. In: Desender, K., Dufrene, M., Loreau, M.,

- Luff, M.L. & Maelfait J.-P. (eds.), *Carabid Beetles: Ecology and Evolution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 367–370.
- Simon, E., Baranyai, E., Braun, M., Cserháti, Cs., Fábíán, I., & Tóthmérész, B. 2014: Elemental concentrations in deposited dust on leaves along an urbanization gradient. – *Science of the Total Environment* 490: 514–520.
- Simon, E., Harangi, S., Baranyai, E., Braun, M., Fábíán, I., Mizser, Sz., Nagy, L., & Tóthmérész, B. 2016a: Distribution of toxic elements between biotic and abiotic components of terrestrial ecosystem along an urbanization gradient: Soil, leaf litter and ground beetles. – *Ecological Indicators* 60: 258–264.
- Simon, E., Harangi, S., Baranyai, E., Fábíán, I., & Tóthmérész, B. 2016b: Influence of past industry and urbanization on elemental concentrations in deposited dust and tree leaf tissue. – *Urban Forestry & Urban Greening* 20: 12–19.
- Sklaski, T., Gargas, K. & Laskowski, R. 2011: Does mixed diffused pollution decrease ground beetle diversity? – *Baltic Journal of Coleopterology* 11: 1–15.
- Skłodowski, J.J.W. 2006: Anthropogenic transformation of ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in Białowieża Forest, Poland: from primeval forests to managed woodlands of various ages. – *Entomologica Fennica* 17: 296–314.
- Skłodowski, J.J.W. 2014: Effects of top-soil preparation and broad-leaved tree mixture on carabid beetles in afforested fallow plots. – *Restoration Ecology* 22: 13–21.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995: *Biometry*. Freeman, New York, USA.
- Spence, J.R. & Niemelä, J. 1994: Sampling carabid assemblages with pitfall traps: the madness and the method. – *The Canadian Entomologist* 126: 881–894.
- Stenbacka, F., Hjältén, J., Hilszczański, J. & Dynesius, M. 2010: Saproxylic and nonsaproxylic beetle assemblages in boreal spruce forests of different age and forestry intensity. – *Ecological Application* 20: 2310–2321.
- Stone, D., Jepson, P. & Laskowski, R. 2002: Trends in detoxification enzymes and heavy metal accumulation in ground beetles (Coleoptera: Carabidae) inhabiting a gradient of pollution. – *Comparative Biochemistry and Physiology* 132: 105–112.

- Szél, Gy. 1996: Rhysodidae, Cicindelidae & Carabidae (Coleoptera) from the Bükk National Park. In: Mahunka, S., Zombori, L. & Ádám, L. (eds.): The fauna of the Bükk national park, II. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 159–222.
- Szujecki, A., Szyszko, J., Mazur, S. & Perlinski, S. 1983: The Process of Forest Soil Macrofauna Formation After Afforestation of Farmland. Warsaw Agricultural University Press, Warsaw.
- Szysko, J. 1983: State of Carabidae Fauna in Fresh Pine Forest and Tentative Valorisation of this Environment. Warsaw Agricultural University Press, Warszawa.
- Taboada, A., Kotze, J. & Salgado, M. 2004: Carabid beetle occurrence at the edges of oak and beech forests in NW Spain. – *European Journal of Entomology* 101: 555–563.
- Taboada, A.D., Kotze, J., Tárrega, R. & Salgado, J.M. 2008: Carabids of differently aged reforested pinewoods and a natural pine forest in a historically modified landscape. – *Basic and Applied Ecology* 9: 161–171.
- Thiele, H.U. 1977: Carabid Beetles in Their Environments. Springer, New York, USA.
- Ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. 1998: CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4). Centre for Biometry Wageningen and Microcomputer Power, Wageningen and Ithaca.
- Toïgo, M., Paillet, Y., Noblecourt, T., Soldati, F., Gosselin, F. & Dauffy-Richard, E. 2013: Does forest management abandonment matter more than habitat characteristics for ground beetles? – *Biological Conservation* 157: 215–224.
- Toivanen, T., Heikkilä, T. & Koivula, M.J. 2014: Emulating natural disturbances in boreal Norway spruce forests: effects on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). – *Forest Ecology and Management* 314: 64–74.
- Tóthmérész, B. 2010: Biodiverzitás és mérése. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen.
- Tóthmérész, B. & Magura, T. 2005: Affinity indices for environmental assessment using carabids. In: Lövei, G.L. & Toft, S. (eds.): European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologists' Meeting. DIAS Report, Flakkebjerg, pp: 345–352.

- Tóthmérész, B. & Magura, T. 2009: Az urbanizáció hatása a talajfaunára: Hipotézisek és nemzetközi kitekintés. – *Természetvédelmi Közlemények* 15: 13–22.
- Tóthmérész, B., Máthé, I., Balázs, E. & Magura, T. 2011: Responses of carabid beetles to urbanization in Transylvania (Romania). – *Landscape and Urban Planning* 101: 330–337.
- Tóthmérész, B. Nagy, D.D., Mizser, Sz., Bogyó, D. & Magura, T. 2014: Edge effects on ground-dwelling beetles (Carabidae and Staphylinidae) in oak forest-forest edge-grassland habitats in Hungary. – *European Journal of Entomology* 111: 686–691.
- Török, P. & Tóthmérész, B. 2004: A debreceni Nagyerdő növényzeti arculatának vizsgálata. – *Természetvédelmi Közlemények* 11: 107–116.
- Turin, H., Penev, L., & Casale, A. 2003: The Genus *Carabus* L. in Europe. A synthesis. Fauna Europaea Invertebrata, Pensoft Publishers, Sofia-Moscow.
- UNPD (UN Population Division). 2005: Population challenges and development goals. UN Population Division, New York.
- Van Straalen, N.M., Butovsky, R.O., Pokarzhevskii, A.D., Zaitsev, A.S. & Verhoef, S.C. 2001: Metal concentrations in soil and invertebrates in the vicinity of a metal-lurgical factory near Tula (Russia). *Pedobiologia* 45: 451–466.
- Venn, S. J., Kotze, D. J. & Niemelä J. 2003: Urbanization effects on carabid diversity in boreal forests. – *European Journal of Entomology* 100: 73–80.
- Vilisics, F., Elek, Z. & Lövei G.L. 2007: Composition of terrestrial isopod assemblages along an urbanisation gradient in Denmark. – *Pedobiologia* 51: 45–53
- Weller, B. & Ganzhorn, J.U. 2004: Carabid beetle community composition, body size, and fluctuating asymmetry along an urban-rural gradient. – *Basic and Applied Ecology* 5: 193–201.
- Wilczek, G., Babczynska, A., Wilczek, P., Dolezych, B., Migula, P. & Mlynska, H. 2008: Cellular stress reactions assessed by gender and species in spiders from areas variously polluted with heavy metals. – *Ecotoxicology and Environmental Safety* 70: 127–137.
- Wilczek, G., Babczynska, A., Augustyinak, M. & Migula, P. 2004: Relations between metals (Zn, Pb, Cd and Cu) and glutathione dependent detoxifying enzymes in spiders from a heavy metal pollution gradient. – *Environmental Pollution* 132: 453–461.

- Wilczek, G., Kramarz, P. & Babczyńska, A. 2003: Activity of carboxyl esterase and glutathione-S-transferase in different life-stages of carabid beetles (*Poecilus cupreus*) exposed to toxic metal concentrations. – *Comparative Biochemistry and Physiology* 134: 501–512.
- Wise, G.U., Hennessey, M.K. & Axtell, R.C. 1988: A New Species of Manure-Inhabiting Mite in the Genus *Poecilochirus* (Acari: Mesostigmata: Parasitidae) Predacious on House Fly Eggs and Larvae. – *Annals of the Entomological Society of America* 81: 209–224.
- Yu, X.-D., Luo, T.-H. & Zhou, H.-Z. 2006: Distribution of carabid beetles among regenerating and natural forest types in Southwestern China. – *Forest Ecology and Management* 231: 169–177.
- Zuur, A., Ieno, E.N., Walker, N., Saveiliev, A.A. & Smith, G.M. 2009: Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer, New York.

Függelék

1. függelék. A gyűjtött fajok listája. A gyűjtési dátum után zárójelben a mintavételi hely jelölése található: ft – fiatal, friss telepítésű kocsányos tölgyes; kt – kocsányos tölgyes, eltérő korú, de minden esetben zárt lomboserdő; a – akácos; ef – erdei fenyves; vt – vörös tölgyes.

Acupalpus parvulus (Sturm, 1825) – 2011.X.28.(KT).

Agonum afrum (Duftschmid, 1812) – 2009.VIII.14. (KT).

Agonum duftschmidi Schmidt, 1994 – 2009.IV.29. (KT).

Agonum lugens (Duftschmid, 1812) – 2011.X.28. (KT).

Agonum viridicupreum (Goeze, 1777) – 2006.VII.05. (VT).

Amara aenea (De Geer, 1774) – 2006.VI.09. (FT, A), 2006.VII.05. (FT), 2011.IV.20. (FT), 2011.V.18. (FT, KT), 2011.VI.15. (FT), 2011.VII.12. (FT, KT), 2011.VIII.11. (FT), 2011.IX.07. (FT, A), 2011.X.05. (FT), 2011.X.28. (FT).

Amara anthobia A. Villa & J. B. Villa 1833 – 2004.VI.10. (KT), 2006.VI.09. (KT), 2006.VIII.22. (KT), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT).

Amara bifrons (Gyllenhal, 1810) – 2006.VIII.22. (FT, KT), 2006.IX.21. (FT), 2006.X.25. (FT), 2011.V.18. (FT, KT), 2011.VI.15. (FT), 2011.VII.12. (FT), 2011.VIII.11. (FT), 2011.IX.07. (FT), 2011.X.05. (FT), 2011.X.28. (FT).

Amara communis (Panzer, 1797) – 2006.VI.09. (FT, KT, EF), 2006.VII.27. (KT).

Amara consularis (Duftschmid, 1812) – 2006.VII.27. (EF), 2006.IX.21. (FT).

Amara convexior Stephens, 1828 – 2004.V.13.(KT), 2004.VI.10.(KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.X.11. (KT), 2006.VI.09. (FT, KT, A, EF), 2006.VII.05. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.VII.27. (FT, KT, A, EF), 2006.VIII.22. (KT, EF), 2006.X.25. (FT, A), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26.

(KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.IV.20. (KT, VT), 2011.V.18. (FT, KT, A), 2011.VI.15. (FT, KT, A, VT), 2011.VII.12. (FT, KT, A), 2011.VIII.11. (KT, A), 2011.IX.07. (KT, A), 2011.X.05. (KT, A, VT), 2011.X.28. (KT, A).

Amara familiaris (Duftschmid, 1812) – 2004.V.13. (KT), 2004.VI.10. (KT), 2006.VI.09. (FT, A), 2006.VII.05. (FT), 2006.VII.27. (FT), 2006.VIII.22. (FT), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.IV.20. (FT, KT), 2011.V.18. (KT, A), 2011.VI.15. (FT, KT), 2011.VII.12. (KT), 2011.VIII.11. (FT, KF, A), 2011.IX.07. (FT, KT, A), 2011.X.05. (A, EF), 2011.X.28. (A).

Amara fulva (O. F. Müller, 1776) – 2011.VI.15. (FT), 2011.VII.12. (FT), 2011.VIII.11. (FT), 2011.IX.07. (FT), 2011.X.28. (FT).

Amara gebleri Dejean, 1831 – 2004.VII.07. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2004.X.11. (KT), 2006.IX.21. (KT), 2006.X.25. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2011.IX.07. (KT), 2011.X.05. (KT).

Amara lucida (Duftschmid, 1812) – 2006.VI.09. (A), 2006.X.25. (FT), 2009.IV.29. (KT), 2011.V.18. (FT), 2011.VII.12. (A), 2011.VIII.11. (A).

Amara ovata (Fabricius, 1792) – 2006.VI.09. (KT, A, EF, VT), 2006.VII.05. (A), 2006.VII.27. (KT), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.V.18. (FT, KT, A), 2011.VI.15. (KT), 2011.VII.12. (KT), 2011.VIII.11. (KT, A, VT), 2011.IX.07. (A), 2011.X.05. (KT, A), 2011.X.28. (KT).

Amara saphyrea Dejean, 1828 – 2004.V.13. (KT), 2004.VI.10. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.X.11. (KT), 2006.VI.09. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.VII.05. (FT, KT, A, EF), 2006.VII.27. (FT, A), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2011.IV.20. (KT, A, VT), 2011.V.18. (FT, KT, A, VT), 2011.VI.15. (KT, A), 2011.VII.12. (FT, KT, A), 2011.VIII.11. (KT, A, VT), 2011.IX.07. (KT), 2011.X.05. (KT, A), 2011.X.28. (KT, A).

Amara tibialis (Paykull, 1798) – 2011.VIII.11. (FT).

Anchomenus dorsalis (Pontoppidan, 1763) – 2006.VI.09. (FT), 2011.V.18. (KT).

Anisodactylus nemorivagus (Duftschmid, 1812) – 2004.V.13. (KT), 2004.VI.10. (KT), 2004.VII.07.(KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2004.X.11. (KT), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2011.VII.12. (FT).

Anisodactylus signatus (Panzer, 1797) – 2006.VI.09. (FT), 2006.VII.05. (FT), 2011.V.18. (FT, KT), 2011.VI.15. (FT), 2011.VII.12. (FT), 2011.VIII.11. (FT).

Asaphidion flavipes (Linnaeus, 1761) – 2004.V.13. (KT), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2011.VI.15. (KT), 2011.VII.12. (KT).

Badister bullatus (Schrank, 1798) – 2004.VI.10. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2006.VI.09. (VT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2011.V.18. (A), 2011.VIII.11. (A), 2011.IX.07. (KT), 2011.X.05. (KT, A).

Badister lacertosus Sturm, 1815 – 2004.VIII.04. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.V.18. (KT), 2011.VIII.11. (KT).

Badister meridionalis Puel, 1925 – 2009.VII.07. (KT).

Badister unipustulatus Bonelli, 1813 – 2009.X.21. (KT).

Bembidion biguttatum (Fabricius, 1779) – 2009.IV.29. (KT).

Bembidion guttula (Fabricius, 1792) – 2009.V.14. (KT), 2009.VI.25. (KT).

Bembidion inoptatum (Schaum, 1857) – 2011.X.05. (A).

Bembidion lampros (Herbst, 1784) – 2004.VI.10. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2006.VI.09. (FT, KT), 2006.VII.05. (KT), 2006.VII.27. (FT, KT), 2006.VIII.22. (FT), 2006.IX.21. (KT), 2006.X.25. (KT), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.V.18. (FT, KT), 2011.VI.15. (KT), 2011.VII.12. (FT, KT), 2011.VIII.11. (KT), 2011.IX.07. (KT), 2011.X.05. (KT), 2011.X.28. (KT).
Bembidion quadrimaculatum (Linnaeus, 1761) – 2009.V.14. (KT), 2011.X.28. (FT).

Brachinus crepitans (Linnaeus, 1758) – 2006.VI.09. (KT), 2011.VIII.11. (FT).

Brachinus explodens Duftschmid, 1812 – 2006.VI.09. (FT), 2006.VII.05. (FT).

Broscus cephalotes (Linnaeus, 1758) – 2006.VII.05. (FT), 2006.VII.27. (EF), 2006.VIII.22. (FT), 2006.IX.21. (FT), 2011.V.18. (FT), 2011.VIII.11. (FT).

Calathus ambiguus (Paykull, 1790) – 2011.IX.07. (FT).

Calathus erratus (Sahlberg, 1827) – 2006.VI.09. (FT, KT, VT), 2006.VII.05. (FT, KT, VT), 2006.VII.27. (FT, KT, EF, VT), 2006.VIII.22. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.IX.21. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.X.25. (FT, KT, VT), 2009.VI.10. (KT), 2011.VI.15. (FT, KT), 2011.VII.12. (FT), 2011.VIII.11. (FT, KT), 2011.IX.07. (FT, KT), 2011.X.05. (FT, KT), 2011.X.28. (FT).

Calathus fuscipes (Goeze, 1777) – 2004.VII.07. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2004.X.11. (KT), 2006.VI.09. (FT, A, EF), 2006.VII.05. (KT), 2006.VII.27. (FT, KT), 2006.VIII.22. (FT, KT, EF, VT), 2006.IX.21. (FT, KT, A, EF), 2006.X.25. (FT, KT, A, EF, VT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.VI.15. (FT, KT), 2011.VII.12. (FT), 2011.VIII.11. (FT), 2011.IX.07. (FT, KT), 2011.X.05. (FT, KT), 2011.X.28. (FT, KT).

Calathus melanocephalus (Linnaeus, 1758) – 2006.VII.27. (FT), 2006.VIII.22. (FT, A), 2006.IX.21. (FT, KT, A), 2006.X.25. (FT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2011.VI.15. (KT), 2011.VII.12. (A), 2011.VIII.11. (KT), 2011.IX.07. (FT, KT), 2011.X.05. (FT, KT), 2011.X.28. (KT).

Calosoma inquisitor (Linnaeus, 1758) – 2009.V.14. (KT).

Calosoma sycophanta (Linnaeus, 1758) – 2004.VI.10. (KT).

Carabus convexus Fabricius, 1775 – 2004.V.13. (KT), 2004.VI.10. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04., 2004.IX.06. (KT), 2004.X.11. (KT), 2006.VI.09. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.VII.05. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.VII.27. (KT, A, EF, VT), 2006.VIII.22. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.IX.21. (KT, A), 2006.X.25. (FT, KT, A, VT), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT),

2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.V.18. (FT, KT), 2011.VI.15. (FT, KT), 2011.VII.12. (FT, KT), 2011.VIII.11. (FT, KT), 2011.IX.07. (FT, KT), 2011.X.05. (FT, KT), 2011.X.28. (KT).

Carabus granulatus Linnaeus, 1758 – 2004.V.13. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2006.VII.27. (KT), 2006.VIII.22. (KT), 2006.X.25. (KT), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.V.18. (KT), 2011.VI.15. (KT), 2011.VII.12. (KT), 2011.VIII.11. (KT), 2011.IX.07. (FT, KT), 2011.X.05. (KT), 2011.X.28. (KT).

Carabus violaceus Linnaeus, 1758 – 2004.VI.10. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2004.X.11. (KT), 2006.VI.09. (KT, A, EF, VT), 2006.VII.05. (KT, A, EF), 2006.VII.27. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.VIII.22. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.IX.21. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.X.25. (KT, EF), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.V.18. (KT), 2011.VI.15. (KT), 2011.VII.12. (KT), 2011.VIII.11. (FT, KT), 2011.IX.07. (FT, KT), 2011.X.05. (KT), 2011.X.28. (KT).

Chlaenius spoliatus (Rossi, 1790) – 2006.VIII.22. (FT), 2006.IX.21. (FT).

Clivina fossor (Linnaeus, 1758) – 2004.VII.07. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2011.V.18. (KT).

Diachromus germanus (Linnaeus, 1758) – 2011.IV.20. (VT), 2011.X.05. (VT).

Dolicus halensis (Schaller, 1783) – 2006.VII.27. (FT), 2006.VIII.22. (FT), 2006.IX.21. (FT), 2011.IX.07. (FT).

Dyschirius globosus (Herbst, 1784) – 2009.V.29. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2011.V.18. (KT), 2011.VII.12. (KT).

Harpalus anxius (Duftschmid, 1812) – 2011.V.18. (FT), 2011.VI.15. (FT), 2011.VII.12. (FT), 2011.VIII.11. (FT).

Harpalus atratus Latreille, 1804 – 2006.VII.27. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.25. (KT).

- Harpalus autumnalis* (Duftschmid, 1812) – 2010.VIII.11. (FT).
- Harpalus cupreus fastuosus* Faldermann, 1835 – 2009.VII.07. (KT).
- Harpalus distinguendus* (Duftschmid, 1812) – 2006.VII.27. (FT), 2009.VII.07. (KT), 2011.V.18. (FT), 2011.VI.15. (FT), 2011.VII.12. (FT), 2011.VIII.11. (FT), 2011.IX.07. (FT), 2011.X.28. (FT).
- Harpalus flavescens* (Piller & Mitterpacher, 1783) – 2006.VII.05. (FT, KT), 2006.VII.27. (FT), 2006.VIII.22. (FT), 2006.IX.21. (FT), 2006.X.25. (FT), 2011.V.18. (FT), 2011.VI.15. (FT), 2011.VII.12. (FT), 2011.VIII.11. (FT), 2011.IX.07. (FT), 2011.X.05. (FT), 2011.X.28. (FT).
- Harpalus hirtipes* (Panzer, 1797) – 2006.VII.27. (FT), 2006.VIII.22. (FT), 2011.V.18. (FT).
- Harpalus latus* (Linnaeus, 1758) – 2004.V.13. (KT), 2004.VI.10. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2004.X.11. (KT), 2006.VI.09. (FT, KT, EF, VT), 2006.VII.05. (FT, A, EF), 2006.VII.27. (FT, A), 2006.VIII.22. (FT, KT), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.IV.20. (FT, KT, EF), 2011.V.18. (KT), 2011.VI.15. (KT), 2011.VII.12. (KT), 2011.VIII.11. (FT, KT), 2011.IX.07. (KT), 2011.X.05. (FT, KT), 2011.X.28. (KT).
- Harpalus luteicornis* (Duftschmid, 1812) – 2006.VI.09. (EF), 2006.VII.27. (EF), 2006.VII.27. (KT).
- Harpalus modestus* Dejean, 1829 – 2006.VII.27. (FT), 2011.V.18. (FT), 2011.VIII.11. (FT), 2011.X.28. (FT).
- Harpalus picipennis* (Duftschmid, 1812) – 2006.VII.27. (FT), 2011.IV.20. (FT), 2011.V.18. (FT), 2011.VII.12. (FT), 2011.VIII.11. (FT), 2011.IX.07. (FT), 2011.X.28. (FT).
- Harpalus pumilus* Sturm, 1818 – 2006.VI.09. (FT), 2011.V.18. (FT), 2011.VIII.11. (FT).
- Harpalus rubripes* (Duftschmid, 1812) – 2011.V.18. (FT), 2011.VIII.11. (FT).
- Harpalus serripes* (Quensel, 1806) – 2006.VI.09. (A), 2006.VII.05. (A), 2006.VII.27. (A), 2011.VI.15. (FT), 2011.VII.12. (FT, KT), 2011.VIII.11. (FT),

Harpalus signaticornis (Duftschmid, 1812) – 2006.VII.05. (FT), 2006.VII.27. (FT), 2006.VIII.22. (FT), 2011.V.18. (FT), 2011.VI.15. (FT), 2011.VII.12. (FT),

Harpalus smaragdinus.(Duftschmid, 1812) – 2006.VII.05. (FT, KT), 2006.VII.27. (FT, KT), 2006.VIII.22. (FT), 2006.IX.21. (FT), 2006.X.25. (FT), 2011.V.18. (FT), 2011.VI.15. (FT), 2011.VII.12. (FT), 2011.VIII.11. (FT), 2011.IX.07. (FT, KT).

Harpalus tardus (Panzer, 1797) – 2004.V.13. (KT), 2004.VI.10. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2004.X.11. (KT), 2006.VI.09. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.VII.05. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.VII.27. (FT, KT, A, VT), 2006.VIII.22. (FT, KT, A), 2006.IX.21. (FT, KT, A), 2006.X.25. (FT, KT, A), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.IV.20. (FT, KT, A), 2011.V.18. (FT, KT, A, EF, VT), 2011.VI.15. (FT, KT, A, EF), 2011.VII.12. (FT, KT, A, VT), 2011.VIII.11. (FT, KT), 2011.IX.07. (FT, KT, A, VT), 2011.X.05. (FT, KT, A, VT), 2011.X.28. (KT, VT).

Harpalus xanthopus winkleri Schaubberger, 1923 – 2004.V.13. (KT), 2004.VI.10. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2006.VI.09. (A, VT), 2006.VII.05. (KT, A EF), 2006.VII.27. (A), 2009.IV.29. (KT), 2011.V.18. (KT, EF), 2011.VI.15. (KT), 2011.VII.12. (KT), 2011.VIII.11. (KT), 2011.IX.07. (FT, KT), 2011.X.05. (KT), 2011.X.28. (KT).

Leistus ferrugineus (Linnaeus, 1758) – 2006.X.25. (FT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2011.V.18. (FT), 2011.VI.15. (FT, KT), 2011.X.28. (FT).

Leistus rufomarginatus (Duftschmid, 1812) – 2004.VII.07. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2011.VII.12. (KT), 2011.X.28. (KT).

Licinus depressus (Paykull, 1790) – 2004.V.13. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2004.X.11. (KT), 2006.VI.09. (A, EF, VT), 2006.VII.05. (A), 2006.VII.27. (A), 2006.VIII.22. (FT, EF), 2006.IX.21. (A, EF), 2006.X.25. (A), 2011.IX.07. (KT).

Masoreus wetterhalli (Gyllenhal, 1813) – 2011.VIII.11. (FT).

Microlestes minutulus (Goeze, 1777) – 2011.X.28. (FT).

Nebria brevicollis (Fabricius, 1792) – 2009.VI.25. (KT).

Notiophilus biguttatus (Fabricius, 1799) – 2009.V.14. (KT).

Notiophilus palustris (Duftschmid, 1812) – 2004.V.13. (KT), 2004.VI.10. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2006.VI.09. (FT, KT, EF, VT), 2006.VII.05. (KT), 2006.IX.21. (KT), 2006.X.25. (KT, VT), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.V.18. (KT), 2011.VI.15. (KT), 2011.VII.12. (KT), 2011.VIII.11. (KT), 2011.IX.07. (KT), 2011.X.28. (KT, EF).

Notiophilus rufipes Curtis, 1829 – 2006.VI.09. (KT), 2006.VII.05. (KT), 2006.VII.27. (KT), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.V.18. (KT, A), 2011.VI.15. (KT, EF), 2011.VII.12. (KT, VT), 2011.VIII.11. (KT), 2011.IX.07. (VT), 2011.X.05. (KT, VT), 2011.X.28. (EF).

Ophonus nitidulus Stephens, 1828 – 2004.VI.10. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2006.VI.09. (KT), 2006.VII.05. (KT), 2006.VII.27. (FT, KT, EF), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2011.VII.12. (KT), 2011.IX.07. (KT).

Ophonus rufibarbis (Fabricius, 1792) – 2004.VI.10. (KT), 2006.VII.27. (KT), 2006.VIII.22. (KT, VT), 2009.IV.29. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2011.VI.15. (A), 2011.VIII.11. (FT, A), 2011.IX.07. (FT), 2011.X.05. (VT), 2011.X.28. (A).

Oxypselaphus obscurus (Herbst, 1784) – 2004.VI.10. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2011.VII.12. (KT), 2011.VIII.11. (KT), 2011.X.28. (KT).

Panagaeus bipustulatus (Fabricius, 1775) – 2006.VI.09. (A), 2006.VII.27. (A, EF), 2006.VIII.22. (A), 2009.V.29. (KT), 2011.V.18. (KT).

Paratachys bistriatus (Duftschmid, 1812) – 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT),

Parophonon complanatus (Dejean, 1829) – 2004.V.13. (KT), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2011.V.18. (FT, KT), 2011.VI.15. (FT), 2011.VII.12. (FT).

Patrobis atrorufus (Stroem, 1768) – 2004.VII.07. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT).

Philorhizus notatus (Stephens, 1828) – 2011.IV.20. (KT, EF).

Platyderus rufus (Duftschmid, 1812) – 2004.V.13. (KT), 2004.VI.10. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2004.X.11. (KT), 2006.VI.09. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.VII.05. (KT, A, EF, VT), 2006.VII.27. (EF), 2006.VIII.22. (EF), 2006.IX.21. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.X.25. (FT, KT, A, EF, VT), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.V.18. (KT), 2011.VII.12. (KT), 2011.IX.07. (KT), 2011.X.05. (KT), 2011.X.28. (FT, KT).

Platynus krynickii (Sperk, 1835) – 2004.VI.10. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2009.IV.29. (KT), 2011.V.18. (KT), 2011.VI.15. (FT).

Poecilus cupreus (Linnaeus, 1758) – 2004.VIII.04. (KT), 2011.V.18. (KT), 2011.VIII.11. (FT), 2011.IX.07. (FT, KT).

Poecilus lepidus (Leske, 1787) – 2006.VI.09. (FT), 2006.VII.05. (FT), 2006.VII.27. (FT, KT, VT), 2006.VIII.22. (FT), 2006.IX.21. (FT), 2006.X.25. (FT), 2009.VII.23. (KT), 2011.V.18. (FT), 2011.VI.15. (FT), 2011.VII.12. (FT), 2011.VIII.11. (FT), 2011.IX.07. (FT, KT), 2011.X.05. (FT).

Poecilus versicolor (Sturm, 1824) – 2004.IX.06. (KT), 2006.VI.09. (A), 2011.VI.15. (FT), 2011.VII.12. (KT), 2011.VIII.11. (FT).

Pseudoophonus calceatus (Duftschmid, 1812) – 2006.IX.21. (FT).

Pseudoophonus griseus (Panzer, 1797) – 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2006.VI.09. (FT), 2006.VII.05. (FT), 2006.VII.27. (FT, KT), 2006.VIII.22. (FT, KT), 2006.IX.21. (FT, KT, EF), 2006.X.25. (FT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2011.V.18. (FT), 2011.VI.15. (FT, KT), 2011.VII.12. (FT), 2011.VIII.11. (FT, KT), 2011.IX.07. (FT, KT), 2011.X.05. (FT), 2011.X.28. (FT).

Pseudoophonus rufipes (De Geer, 1774) – 2004.V.13. (KT), 2004.VI.10. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2006.VI.09. (FT, KT, EF), 2006.VII.05. (FT, KT, EF, VT), 2006.VII.27. (FT, KT, A, EF), 2006.VIII.22. (FT, KT, EF), 2006.IX.21. (FT, KT, EF), 2006.X.25. (FT, KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10.

(KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.V.18. (FT), 2011.VI.15. (FT, KT), 2011.VII.12. (FT), 2011.VIII.11. (FT, KT), 2011.IX.07. (FT, KT), 2011.X.05. (FT), 2011.X.28. (FT).

Pterostichus anthracinus (Illiger, 1798) – 2004.VI.10. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.X.11. (KT), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.V.18. (KT).

Pterostichus macer (Marsham, 1802) – 2004.VIII.04. (KT).

Pterostichus melanarius (Illiger, 1798) – 2004.V.13. (KT), – 2004.VI.10. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2004.X.11. (KT), 2006.VI.09. (KT), 2006.VII.05. (KT), 2006.VII.27. (KT), 2006.VIII.22. (FT, KT), 2006.IX.21. (KT), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.IX.07. (KT).

Pterostichus melas (Creutzer, 1799) – 2004.V.13. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2004.X.11. (KT), 2006.VI.09. (KT), 2006.VII.05. (KT), 2006.VIII.22. (FT, KT, A), 2006.IX.21. (KT, A), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.VI.15. (KT), 2011.VIII.11. (KT), 2011.IX.07. (FT, KT), 2011.X.05. (KT).

Pterostichus minor (Gyllenhal, 1827) – 2009.X.21. (KT).

Pterostichus niger (Schaller, 1783) – 2004.V.13. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2004.X.11. (KT), 2006.VII.05. (KT, EF), 2006.VII.27. (KT, EF), 2006.VIII.22. (KT, A, EF, VT), 2006.IX.21. (KT, EF, VT), 2006.X.25. (KT, VT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2011.VI.15. (KT), 2011.VII.12. (KT), 2011.VIII.11. (FT, KT), 2011.IX.07. (KT), 2011.X.05. (KT), 2011.X.28. (KT).

Pterostichus oblongopunctatus (Fabricius, 1787) – 2004.V.13. (KT), 2004.VI.10. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2004.X.11. (KT), 2006.VI.09. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.VII.05. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.VII.27. (KT, A, EF), 2006.VIII.22. (KT, A, EF, VT), 2006.IX.21. (KT, A, EF), 2006.X.25. (KT, A, EF), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.V.18. (KT, EF), 2011.VI.15. (KT), 2011.VII.12. (KT), 2011.VIII.11. (KT), 2011.IX.07. (FT, KT), 2011.X.05. (KT), 2011.X.28. (KT).

Pterostichus strenuus (Panzer, 1797) – 2004.V.13. (KT), 2004.VI.10. (KT), 2004.VII.07. (KT), 2004.X.11. (KT), 2006.VI.09. (A, EF), 2006.VII.05. (KT, A, EF), 2006.VII.27. (A, EF), 2006.IX.21. (EF), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.V.18. (KT), 2011.VI.15. (A), 2011.VII.12. (KT, A, VT), 2011.VIII.11. (KT, A), 2011.IX.07. (KT, A, VT), 2011.X.05. (KT, EF, VT), 2011.X.28. (KT).

Pterostichus vernalis (Panzer, 1796) – 2006.VII.05. (EF), 2006.VII.27. (EF), 2006.VIII.22. (EF), 2009.X.21. (KT).

Stomis pumicatus (Panzer, 1796) – 2004.V.13. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2006.VI.09. (KT, EF), 2006.VII.05. (KT, EF, VT), 2006.VII.27. (FT, KT), 2006.VIII.22. (KT), 2006.X.25. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2011.VI.15. (KT), 2011.VII.12. (KT), 2011.VIII.11. (KT), 2011.X.05. (KT).

Syntomus obscuroguttatus (Duftschmid, 1812) – 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2011.IV.20. (VT), 2011.V.18. (KT, A), 2011.VI.15. (A), 2011.VIII.11. (FT), 2011.X.05. (A, EF), 2011.X.28. (KT).

Syntomus pallipes (Dejean, 1825) – 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2011.IV.20. (EF), 2011.VI.15. (FT), 2011.VII.12.

(FT), 2011.VIII.11. (FT, KT, EF), 2011.IX.07. (A), 2011.X.05. (A), 2011.X.28. (KT).

Synuchus vivalis (Illiger, 1798) – 2004.VII.07. (KT), 2004.VIII.04. (KT), 2004.IX.06. (KT), 2004.X.11. (KT), 2006.VII.27. (KT, A), 2006.VIII.22. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.IX.21. (FT, KT, A, EF, VT), 2006.X.25. (FT, KT, A), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.VI.15. (KT), 2011.VII.12. (KT), 2011.IX.07. (KT), 2011.X.05. (KT), 2011.X.28. (KT).

Trechus austriacus Dejean, 1831 – 2006.VII.27. (FT), 2006.IX.21. (FT), 2006.X.25. (FT), 2009.VII.23. (KT), 2011.X.05. (KT), 2011.X.28. (KT).

Trechus quadristriatus (Schränk, 1781) – 2004.IX.06. (KT), 2006.VIII.22. (KT), 2006.IX.21. (FT, KT), 2009.IV.29. (KT), 2009.V.14. (KT), 2009.V.29. (KT), 2009.VI.10. (KT), 2009.VI.25. (KT), 2009.VII.07. (KT), 2009.VII.23. (KT), 2009.VIII.14. (KT), 2009.VIII.26. (KT), 2009.IX.09. (KT), 2009.IX.22. (KT), 2009.X.21. (KT), 2011.VI.15. (KT, EF), 2011.VII.12. (KT, VT), 2011.VIII.11. (KT, A, EF, VT), 2011.IX.07. (KT, VT), 2011.X.05. (KT), 2011.X.28. (FT, KT).

Zabrus tenebrioides (Goeze, 1777) – 2004.VIII.04. (KT).