

Állatorvostudományi Egyetem
Ökológiai Tanszék

Budai erdőfoltok biodiverzitás-megtartó szerepe

Készítette:

Kásler Andrea

Biológia BSc. III. évfolyam

Témavezetők:

Tóth Zsolt PhD hallgató

Dr. Hornung Erzsébet egyetemi tanár

Budapest, 2017

Tartalomjegyzék

Rövidítések jegyzéke	3
1. Bevezetés és irodalmi áttekintés	4
2. Célkitűzések	6
3. Anyag és módszer	7
3.1. Mintavételi területek	7
3.1.1. A területek kiválasztása	7
3.1.2. Urbanizációs index kiszámítása	9
3.2. Mintavételi és minősítési módszerek	10
3.2.1. A makrodekomponáló ízeltlábúak gyűjtése és feldolgozása	10
3.2.2. Az előkerült fajok minősítése	10
3.2.3. Háttérváltozók, biotikus jellemzők felmérése	11
3.3. Statisztikai módszerek	12
4. Eredmények	13
4.1. A területek urbanizációs indexe	13
4.2. Talajtani paraméterek és összefüggésük az urbanizációs indexszel	14
4.3. Növényzeti jellemzők és urbanizációs index összefüggései	15
4.4. Fajgazdagság ('species richness')	16
4.5. A gyűjtött fajok minősítése	16
4.6. Háttérváltozók összefüggése a fajszámmal és a fajösszetétellel	20
4.7. Urbanizációs index és természetességi indexek kapcsolata	22
5. Diskusszió	24
6. Összefoglalás	28
7. Summary	29
8. Irodalomjegyzék	30
Köszönetnyilvánítás	35
Függelék	36

Rövidítések jegyzéke

A.r: <i>Androniscus roseus</i>	M.u: <i>Megaphyllum unilineatum</i>
A.v: <i>Armadillidium vulgare</i>	NS: nem szignifikáns
AB: avarborítottság	O.pi: <i>Ophiulus pilosus</i>
ARI: Average Rarity Index (átlagos ritkasági index)	O.pl: <i>Orthometopon planum</i>
AV: avarvastagság	O.s: <i>Ommatoiulus sabulosus</i>
B: átlagos beépítettség	OF: Oniscidea fajszaám
B2: magas beépítettségű négyzetek száma	Ó: ősz
Bl.sp: <i>Blaniulidae sp</i>	P.c: <i>Porcellium collicola</i>
Bp.: Budapest	P.h: <i>Platyarthrus hoffmannseggii</i>
Br.sp: <i>Brachydesmus sp</i>	P.po: <i>Protracheoniscus politus</i>
C.b: <i>Cylindroiulus boleti</i>	P.pr: <i>Porcellionides pruinosus</i>
C.c: <i>Cylisticus convexus</i>	P.sc: <i>Porcellio scaber</i>
C.s: <i>Chordeuma sylvestre</i>	P.sp: <i>Porcellio spinicornis</i>
D.d: <i>Dorypetalum degenerans</i>	R: mesterségesen burkolt felszínnel rendelkező négyzetek száma
DF: Diplopoda fajszaám	r _s : Spearman-féle rangkorreláció együttható
DT: ökológiai jellemzők	S: adott területen gyűjtött fajok száma
G.h: <i>Glomeris hexasticha</i>	T.r: <i>Trachelipus rathkii</i>
GD: globális elterjedtség	T: tavasz
H.m: <i>Haplophthalmus mengii</i>	T: területek száma, ahol az adott faj megtalálható volt
H.r: <i>Hyloniscus riparius</i>	TF: teljes fajszaám
HF: holt fa mennyisége	TINI: Terrestrial Isopod Naturalness Index (ászkarákok természetességi indexe)
J.s: <i>Julus scandinavius</i>	UI: urbanizációs index
K _A : Arany-féle kötöttség	V: átlagos növényzeti borítottság értéke
Ker.: kerület	V2: magas növényzeti borítottságú négyzetek száma
L.t: <i>Leptoiulus trilineatus</i>	
LD: lokális, regionális eloszlás	
LZ: lomborona zártság	
M.b: <i>Mastigona bosniensis</i>	
M.p: <i>Megaphyllum projectum</i>	

1. Bevezetés és irodalmi áttekintés

Napjainkban egyre több vizsgálat irányul globálisan az urbanizáció hatásainak megismerésére (Niemelä *et al.*, 2000; McKinney, 2008; Richter & Weiland, 2012; Wang *et al.*, 2012). A városiasodás folyamata együtt jár az eredeti élőhelyek megváltoztatásával és fragmentálódásával, a fajösszetétel biotikus homogenizációhoz vezető módosulásával, illetve a természetes közösségek által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatások változásával (McPherson, 1998; Whitford *et al.*, 2001; McKinney, 2006; Tratalos *et al.*, 2007). Mindezen folyamatok hátrányosan érintik az érzékeny biológiai rendszerek működését. A könnyebben megfigyelhető, városokban is fellelhető gerinctelen és gerinces taxonok, mint például csigák (Domokos, 2014), madarak (Blair, 2001; Liker *et al.*, 2008) és emlősök (Gomes *et al.*, 2011; Russo & Ancillotto, 2014) mellett az utóbbi időben előtérbe került a talaj és a talajban élő lebontó szervezetek kutatása (Pouyat *et al.*, 2010). Az ember tájalakító tevékenysége, épületek emelése, a légkör szennyezése, gépek és különböző vegyszerek használata mind hozzájárulnak a városi talajok fizikai és kémiai degradációjához: csökken a tápanyag- és humusztartalom, nő a megkötött nehézfémek mennyisége, a kalcium-tartalom, és sokkal tömörebb talaj alakul ki, ami megnehezíti az ott élő talajlakó, lebontó szervezetek túlélését (Pouyat *et al.*, 2008).

A legtöbb talajhoz kötődő gerinctelen élőlény érzékeny a zavarásra (Barbercheck *et al.*, 2009) és a környezeti változásokra, többek között ezért is alkalmazhatóak a városi talajok minőségének indikátoraiként (Santorufó *et al.*, 2012). Ez vonatkozik a makrodetritívór fauna tagjaira is (Bogyó *et al.*, 2015), melyeknek rendkívül fontos szerepe van az ökoszisztémák anyagkörforgásában. Táplálkozásuk révén aprítják a növényi holt szerves anyagokat, nagymértékben növelve azok felületét, ami ezáltal könnyebben elérhetővé válik a talajlakó mikrobák számára, növelve ezzel a lebontás sebességét (Hanlon & Anderson, 1980). Ezt tovább segíti, hogy a makrofauna tagjai az aprítás mellett keverik és inokulálják, vagyis mikrobákkal oltják be a bélcsatornájukon keresztülhaladó, majd ürülék formájában a talajba visszakerülő holt szerves anyagot (Bardgett, 2005). A szárazföldi ászkarákok (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) és ikerszelvényesek (Myriapoda: Diplopoda) kulcsszerepet játszanak ezekben a folyamatokban (Anderson, 1988; Paoletti & Hassall, 1999). Bár taxonómiailag egymástól távol állók, a lebontó rendszerben rendkívül hasonló szerepet töltenek be (Scheu & Falca, 2000).

Az ászkarákok és ikerszelvényesek természetvédelmi jelentősége sem elhanyagolható. Széles elterjedtségük, repülési képességük hiányából adódó kis diszperziós képességük és

viszonylag könnyű határozhatóságuk miatt alkalmasak lehetnek élőhelyek monitorozására, illetve –a fajok ökológiai igényeit ismerve– élőhelyek természetességi minősítésére (Tuf & Tufová, 2008; Magura *et al.*, 2006, 2008; Hornung *et al.*, 2009; Vilisics *et al.*, 2012). Élőhelyválasztásuk –heteromorfa érzékenységüknek megfelelően– sokkal finomabb skálán dől el, mint a legtöbb gerincesé. Megjelenésükkel, abundanciájukkal reflektálnak környezetük növényzeti összetételére, a holt fa és az avar mennyiségére és minőségére, mivel az egyszerre szolgál számukra élelemként és bújóhelyként (Rushton & Hassall, 1983). Érzékenyek környezetük nedvességtartalmára, aktivitásuk a csapadékosabb tavaszi és őszi időszakokban a legnagyobb (Messina *et al.*, 2016). Az emberi tevékenység révén behurcolt, illetve a tágtűrésű és/vagy kozmopolita fajok térhódítása veszélyezteti természetes életközösségeink makrolebontó faunájának fennmaradását, ezáltal befolyásolja az ökoszisztémák működését. Budapest metropoliszként ideális helyszínt nyújt az említett jelenségek és a változások folyamatának megfigyelésére.

A város Oniscidea és Diplopoda faunája elég jól ismert (Korsós, 1992; Kontschán & Hornung, 2001; Korsós *et al.*, 2002; Vilisics & Hornung, 2008, 2009). A város egész területére kiterjedő vizsgálatok alapján az igazolt fajok száma 28 szárazföldi ászkarák és legalább 26 ikerszelvényes, ami az ismert magyar fauna (57 Oniscidea, 103 Diplopoda) 49, illetve 25 százalékát jelenti (Vilisics & Hornung, 2009; Korsós, 2015; Korsós *et al.*, 2002). Hornung és munkatársai (2007) már alkalmaztak globális, regionális elterjedésen és ökológiai igényen alapuló osztályozást Oniscidea fajok esetében. Eredményeik megerősítették az idegenhonos fajok behurcolásának, megtelepedésének jelenségét, ami megfelelő alapot adott a jelen kutatásnak.

2. Célkitűzések

Kutatásunk célja Budapest budai oldalának különböző emberi hatás (itt beépítettség) alatt álló fás élőhelyeinek feltárása, azok makrolebontó ízeltlábú faunájának, azaz a szárazföldi ászkarákok (Isopoda: Oniscidea) és ikerszelvényesek (Diplopoda) közösségeinek felmérése volt. Vizsgálni kívántuk az urbanizáció hatásait a céltaxonok fajsámára és fajkompozíciójára. A faj-együttesek összetételének ismeretében minősíteni kívántuk mintavételi területeink természetességét.

Feltételeztük, hogy

- 1) a referencia (kontrol) területekként kijelölt természetközeli erdők faunája nem tartalmaz szinantróp és/vagy behurcolt elemeket,
- 2) a kevésbé beépített, emberi zavarásnak kisebb mértékben kitett, kertvárosi élőhelyeken megjelennek a széles elterjedésű, tág tűrésű fajok, míg
- 3) az erősen urbanizáltakon inkább kozmopolita és szinantróp fajok dominálnak.

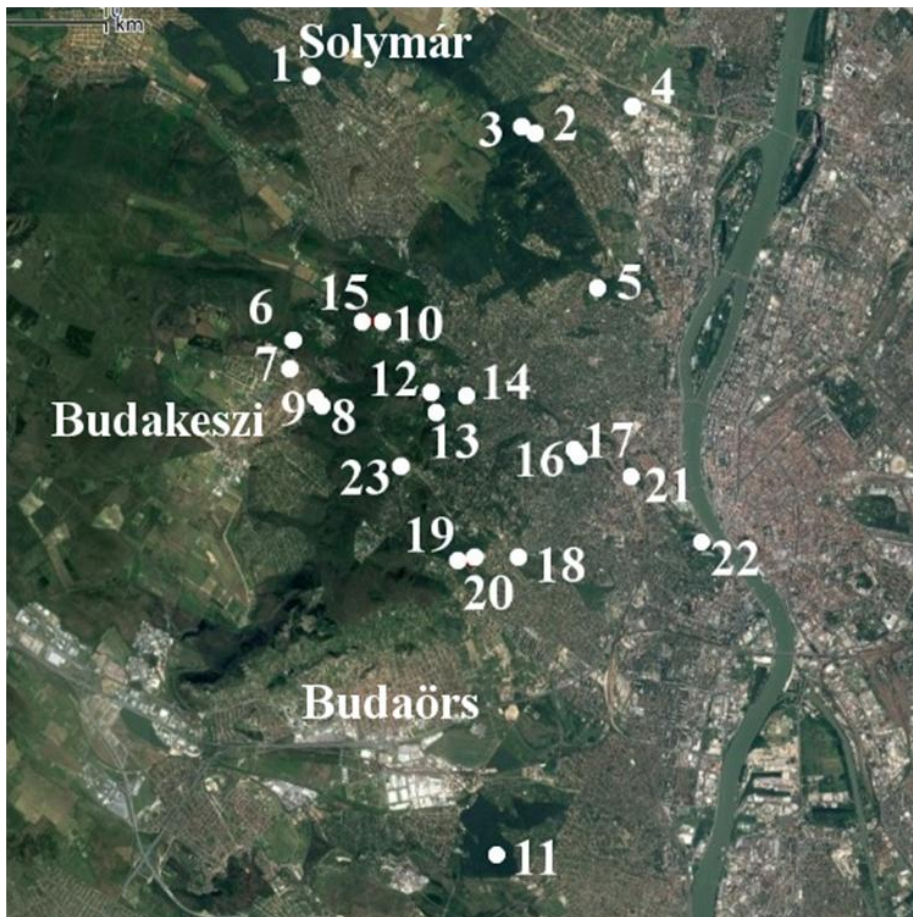
3. Anyag és módszer

3.1. Mintavételi területek

3.1.1. A területek kiválasztása

Mintavételi területeinket Budapest budai oldalán és annak környékén található erdő-, és egyéb fás foltokban, kertvárosi részeken, illetve a Budai hegységben jelöltük ki (*1. ábra*). A budai oldalra az azonos alapkőzet miatt esett a választásunk. Itt viszonylag sok, különböző beépítettségű, lakóterületek által körbevett erdőfolt található. Ezek többsége eredendően egy összefüggő természetes erdős terület részét képezték, ami a város terjeszkedésével egyre inkább fragmentálódott.

1. ábra: A mintavételi területek elhelyezkedése



A Budai-hegység a Dunántúli-középhegység északkeleti tagja, változatos felépítésű, alapkőzetének nagy részét dolomit és mészkő teszi ki, ezen kívül pannon üledékek, oligocén homokkő, mészmárga, az alacsonyabb részeken lösz is előfordul (Stefanovits *et al.* 1999). A hegység uralkodó növénytakarója a lombhullató erdő, ami a tengerszint feletti

magasságtól, a kitettségtől és a csapadék mennyiségétől függően különböző tölgyes-típusokat takar.

Három, különböző beépítettségi kategóriában választottuk ki 23 mintavételi helyünket: természetközeli erdei élőhelyek, lakóházakkal beépített területekkel körülvett városi erdők, és zavart fás élőhelyek, mint kertvárosi területek, kertek, útszegélyek, temetők. A területek listáját azonosítójukkal és pontos koordinátaikkal az *1. táblázat* tartalmazza. A függelékben található *8., 9. és 10. ábrák* fotói mutatnak be egy-egy jellegzetes példát a három beépítettségi kategóriára.

1. táblázat: Mintavételi területek és koordinátaik

Azonosító	Terület	Koordináták
1	Solymár, Középső-Jegenye-völgy	47°34'25"É 18°56'23"K
2	Bp. III. ker., Hármashatár-hegy, Kocsis Sándor út	47°33'49"É 18°59'57"K
3	Bp. III. ker., Hármashatár-hegy, Máriahegy dűlő	47°33'50"É 18°59'50"K
4	Bp. III. ker., Óbudai temető	47°34'06"É 19°01'34"K
5	Bp. III. ker., Mátyáshegy, Hegyoldal u.	47°32'07"É 19°01'03"K
6	Budakeszi, Vadaspark mellett	47°31'33"É 18°56'06"K
7	Budakeszi, Rózsa u. - Esze Tamás u. sarka	47°31'14"É 18°56'03"K
8	Budakeszi, Madár u. végi erdő	47°30'50"É 18°56'34"K
9	Budakeszi, Madár u. vége, út széle	47°30'53"É 18°56'29"K
10	Bp. II. ker., Hárshegy, Szépjuhászné (állomás után egyenesen)	47°31'45"É 18°57'28"K
11	Bp. XI. ker., Kamaraerdő	47°25'56"É 18°59'22"K
12	Bp. XII. ker., Zugliget, Tündérszikla alatt	47°30'57"É 18°58'17"K
13	Bp. XII. ker., Csermely út	47°30'47"É 18°58'25"K
14	Bp. XII. ker., Dániel út	47°30'55"É 18°58'55"K
15	Bp. II. ker., Hárshegy, Szépjuhászné (át a sínen)	47°31'45"É 18°57'17"K
16	Bp. XII. ker., Kis-Svábhegy, Gaál József út	47°30'19"É 19°00'39"K

17	Bp. XII. ker., Kis-Svábhegy, Acsády Ignác utca	47°30'18"É 19°00'41"K
18	Bp. XII. ker., Farkasréti temető	47°29'12"É 18°59'45"K
19	Bp. XII. ker., Kázmér út	47°29'10"É 18°58'48"K
20	Bp. XII. ker., János Zsigmond utca	47°29'08"É 18°58'59"K
21	Bp. I. ker., Vérmező	47°30'05"É 19°01'35"K
22	Bp. I. és XI. ker., Gellért-hegy	47°29'21"É 19°02'42"K
23	Bp. XII. ker., Normafa	47°30'11"É 18°57'50"K

3.1.2. Urbanizációs index kiszámítása

A területek urbanizáltsági fokának számszerűsítésére urbanizációs indexeket használtunk. Ehhez korábbi publikációkat alapul véve (Liker *et al.*, 2008; Seress *et al.*, 2014) térinformatikai módszereket alkalmaztunk. A QGIS térinformatikai szoftver (verziószám: 2.16) segítségével 1 km²-es négyzeteket jelöltünk ki a mintavételi területeket ábrázoló műholdképes felvételeken. A négyzetek középpontjában a mintavételi hely állt. Az 1 km oldalú négyzetet felosztottuk 10x10 darab, 100 méter oldalhosszú négyzetekre (2. ábra).

2. ábra: Az urbanizációs index kiszámításánál használt műholdkép a 7. mintavételi területről



A kis négyzeteket egyesével, pontozásos módon jellemeztük az alapján, hogy mekkora a növényzettel, az épületekkel, illetve az egyéb mesterséges anyagokkal, például aszfalttal vagy betonnal borított felszínek aránya. Az így kapott pontértékekből álló táblázatból főkomponens analízissel számítottuk ki a területek urbanizációs indexeit (Seress *et al.*, 2014).

3.2. Mintavételi és minősítési módszerek

3.2.1. A makrodekomponáló ízeltlábúak gyűjtése és feldolgoása

A területek fajgazdagságának felmérésére egyelűes időgyűjtést alkalmaztunk. Területenként 1-1 óra hosszáig történt a mintavételezés 2016 májusában és októberében. Minden gyűjtésen három személy vett részt. Az állatokat egyelű gyűjtéssel, csipesszel, szippantóval, vagy kézzel gyűjtöttük be az avarból, a talajon fekvő holt ágak, fatörzsek és kövek alól. Az egyedeket területenként külön-külön üvegfiolákban, 70%-os etil-alkoholban tároltuk (Martin, 2016). A gyűjtésnél használt fiolákba a gyűjtés idejével, és a helyszín sorszámával ellátott azonosítót helyeztünk a későbbi pontos azonosíthatóság céljából.

Laboratóriumban, sztereomikroszkóp segítségével, szétválogattuk az ászkarákat és az ikerszelvényeseket, majd az egyes taxonokhoz tartozó egyedeket faji szinten meghatároztuk. Az ikerszelvényeseket sok fajnál csak a hímek ivarlába alapján lehet meghatározni. Ezekben az esetekben az ivarlábakat bonctű segítségével preparáltuk az egyedekből, majd azokat szintén 70%-os etil-alkoholban külön fiolába helyeztük. A szárazföldi ászkarák határozásakor Gruner (1966) és Hopkin (1991), míg az ikerszelvényesek faji identifikációja során Blower (1985) és Korsós (2015) munkáit vettük alapul.

3.2.2. Az előkerült fajok minősítése

Az **ászkarák** esetében a fajokat természetességi státuszukat jelző, elterjedtségüket figyelembe vevő kategóriákba soroltuk. Ennek alapján adott területen természetesen elterjedt őshonos, vagyis natív, mesterséges hatásoknak köszönhetően elterjedt nem natív, lakott területeken megjelenő szinantrop, tág tűrőképességű kozmopolita és emberi tevékenység révén, foltokban jelen lévő behurcolt megtelepedett csoportokba különítettünk el a fajokat.

Ezen kívül az ászkarák fajok természetességi minősítésére a Hornung és munkatársai (2013) által kidolgozott indexet –TINI (Terrestrial Isopod Naturalness Index)– alkalmaztuk (3. táblázat). Ez a mutató az egyes fajok globális elterjedtségén (GD), lokális, azaz adott régió belüli előfordulási gyakoriságán (LD), és ökológiai jellemzőin, zavarás tűrésén (DT) alapuló additív index [$TINI=GD+LD+DT$].

A TINI index értéke adott fajra maximum 20 lehet (20=legtermészetesebb). A magyarországi fajok hazai elterjedtsége alapján három nagy kategória különíthető el:

- gyakori fajok: 1-6 pont
- közepesen gyakori fajok: 7-15 pont
- ritka fajok: 16-20 pont

Továbbá mindezt az élőhelyek minősítésére is fel lehet használni. Jelen esetben a fajok jelenlét – hiány adatait felhasználva az ún. átlagos ritkasági indexet (ARI: Average Rarity Index) alkalmaztuk: ez nem más, mint a fajok természetességi pontszámának összege ($\sum TINI$) a fajok számával (S) standardizálva [$ARI=\sum TINI/S$].

Mind az élőhelyek, mind maguk a fajok minősítésére jóval hatékonyabbak az alkalmazott mutatók a hagyományos diverzitási indexeknél, mivel figyelembe veszik a fajok természetét, ökológiai jellemzőit, zavarástűrését, valamint különböző skálájú elterjedtségét is (Hornung *et al.*, 2013).

Az **ikerszelvényesek** esetében ugyancsak természetességet jelző, a ökológiai igényüket felhasználó csoportosítást, minősítést használtunk. Ennek alapján a talált fajokat élőhely specialista, sylvicol, azaz erdőlakó fajokra, valamint az emberi zavarást tűró, széles toleranciájú kozmopolita és kifejezetten lakott területekhez kötődő szinantrop csoportokba soroltuk.

3.2.3. Háttérváltozók, biotikus jellemzők felmérése

A tavaszi és az őszi mintavétel során is készítettünk növényzeti felmérést. Feljegyeztük a makrofauna mintavételezés közvetlen környezetében (10 x 10 méter terület) található holt fa mennyiségét, az avarborítottságot, az átlagos avarvastagságot és a lombkorona zártságát. A változók felvétele – az avarvastagságot kivéve – vizuális becsléssel történt, melyeket Humphrey és Baley (2012), valamint saját terepi tapasztalataink alapján a következő kategóriákba osztottunk:

- holt fa mennyisége: „nincs” (0%), „kevés” (0-20%), „sok” (> 20%)
- avarborítottság: 1 (0-35%), 2 (36-65%), 3 (66-100%)
- avarvastagság: „nincs” (0 cm), „vékony” (0-1.5 cm), „vastag” (> 1.5 cm)
- lombkorona zártsága: 1 (0-35%), 2 (36-65%), 3 (66-100%).

Ezek mellett egyszeri alkalommal talajmintát vettünk minden mintavételi helyszínen. A talajminták analízisét a Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal Növény-, Talaj- és Agrárkörnyezet-védelmi Igazgatóság Velencei Talajvédelmi Laboratóriuma végezte. A talajvizsgálatok a pH, az Arany-féle kötöttség (K_A), az összes oldott sótartalom, a $CaCO_3$ tartalom, valamint a humusztartalom meghatározására terjedtek ki.

3.3. Statisztikai módszerek

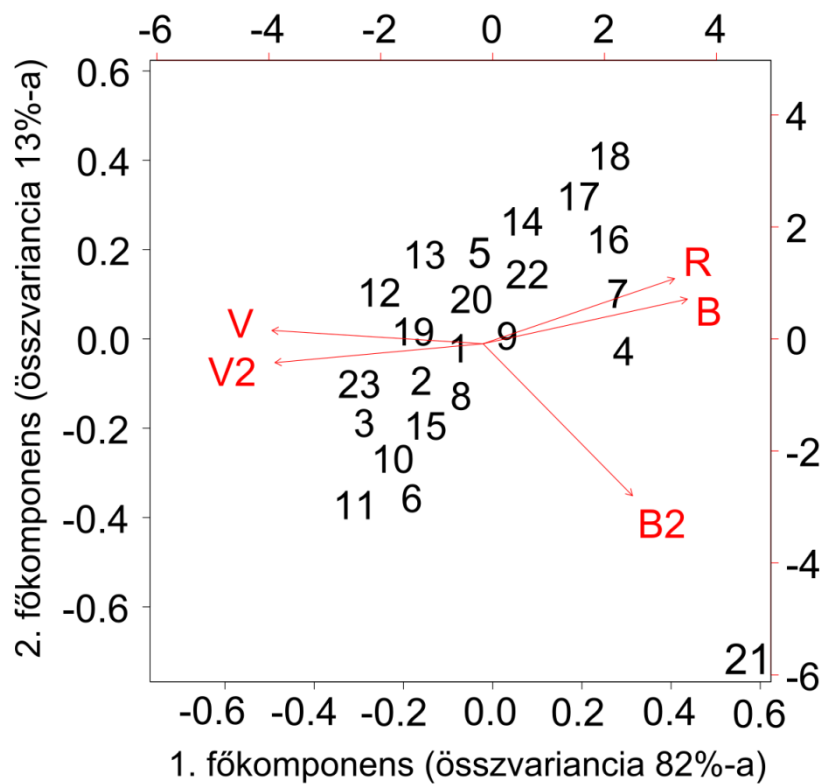
A statisztikai elemzésekhez az R statisztikai szoftver 3.2.5 számú verzióját használtuk. A változók normalitását grafikusán és Shapiro-Wilk normalitástesztel ellenőriztük. A makrodekomponáló gerinctelenek fajszáma és fajösszetétele, illetve az élőhelyek növényzeti jellemzői, talajparaméterei valamint urbanizáltsága közötti összefüggéseket általánosított lineáris modellek segítségével elemeztük. A vizsgált taxonok fajgazdagsága negatív binomiális eloszlást mutatott, míg a fajösszetételek elemzéséhez használt jelenlét-hiány adatok binomiális eloszlásúak voltak. Ez utóbbi esetében többváltozós megközelítést alkalmaztunk, amelyre jó lehetőséget nyújt az R szoftver 'mvabund' elnevezésű csomagjának 'manyglm' függvénye (Wang *et al.*, 2012). Ez a módszer nemcsak a fajkompozíciót befolyásoló tényezők, hanem a fajok közötti eltérő preferenciák feltérképezésére is alkalmas. A két mintavételi időpontot (évszak: tavasz, ősz) a modellépítés során random faktorként is figyelembe vettük. Minden esetben a legtágabb, legtöbb változót tartalmazó modelltől indultunk ki. A változók szelekciója során, az Akaike-féle információs kritérium (AIC) értékek és a diagnosztikai ábrák figyelembe vételével, a lehető legjobb modellek elérésére törekedtünk. A vizsgált talaj háttérváltozók és az urbanizáltság közötti kapcsolatot feltárásért Pearson-féle korrelációs tesztek segítségével végeztük. A mintavételi területek természetessége (ARI) és urbanizáltsága (UI) közötti összefüggést Spearman-féle rangkorrelációs teszttel vizsgáltuk. Minden statisztikai teszt esetén 5%-os szignifikanciaszintet határoztunk meg.

4. Eredmények

4.1. A területek urbanizációs indexe

A vizsgált területek urbanizációs indexét a főkomponens analízis legnagyobb varianciát (82%-ot) lefedő 1. főkomponens értékei adták. Az urbanizációs index értéke -2.58 és 5.56 között változott (a pontos értékek a 6. táblázatban találhatóak). A mutató a negatív értékektől a pozitív felé haladva az egyre urbanizáltabb élőhelyeket jelöli.

3. ábra: A vizsgált élőhelyek urbanizáltság szerinti elrendeződése főkomponens analízis alapján



B: átlagos beépítettség; **B2:** magas beépítettségű négyzetek száma; **R:** mesterségesen burkolt felszínnel rendelkező négyzetek száma; **V:** átlagos növényzeti borítottság értéke;

V2: magas növényzeti borítottságú négyzetek száma

A számok a mintavételi helyek azonosítóit jelölik (lásd 1. táblázat).

Mint ahogy azt a 3. ábra is mutatja, a mintavételi területek nem alkottak határozottan elkülöníthető csoportokat urbanizáltság szempontjából, hanem inkább egy gradiens mentén helyezkedtek el. Tehát beépítettség, antropogén hatás tekintetében a habitatok az előzetes várakozásainknak megfelelően a természetközeli, emberi hatásoknak minimálisan kitett referenciaterületektől az erősen urbanizáltakig folyamatos átmenetet alkottak. A

legurbanizáltabb mintavételi terület (21-es; Bp. I. ker., Vérmező) élesen elkülönült a többtől, mivel ott a teljesen beépített, és a csak növényzettel fedett területek aránya közel egyenlő volt, míg a többi területen a növényzeti borítottság jóval nagyobb arányú volt a beépítettségénél. A legtermészetesebb, antropogén hatásnak legkevésbé kitett területnek a 11-es (Bp. XI. ker., Kamaraerdő) bizonyult.

4.2. Talajtani paraméterek és összefüggésük az urbanizációs indexszel

A mintavételi területek talaja –a CaCO₃ tartalom kivételével– nem mutatott nagy változatosságot (2. táblázat). A pH átlaga az enyhén lúgos kategóriába esett, a minták a gyengén savanyútól a lúgosig változtak. Az agyagtartalomra utaló Arany-féle kötöttség átlaga alapján a területek talaja többnyire agyagos volt. Az összes oldott sótartalom a talajmintákban jellemzően alacsonynak adódott. A CaCO₃ tartalom tekintetében a talajok nagy szórást mutattak, a mészhiányostól az erősen meszesig változtak, átlaguk a közepesen meszes kategóriába esett. A mintavételi helyek talajai –a talajminták humusztartalmának átlaga alapján– magas szervesanyag-tartalommal voltak jellemezhetőek.

2. táblázat: A mintavételi helyek talajainak jellemzése a vizsgált talajtani paraméterek alapján

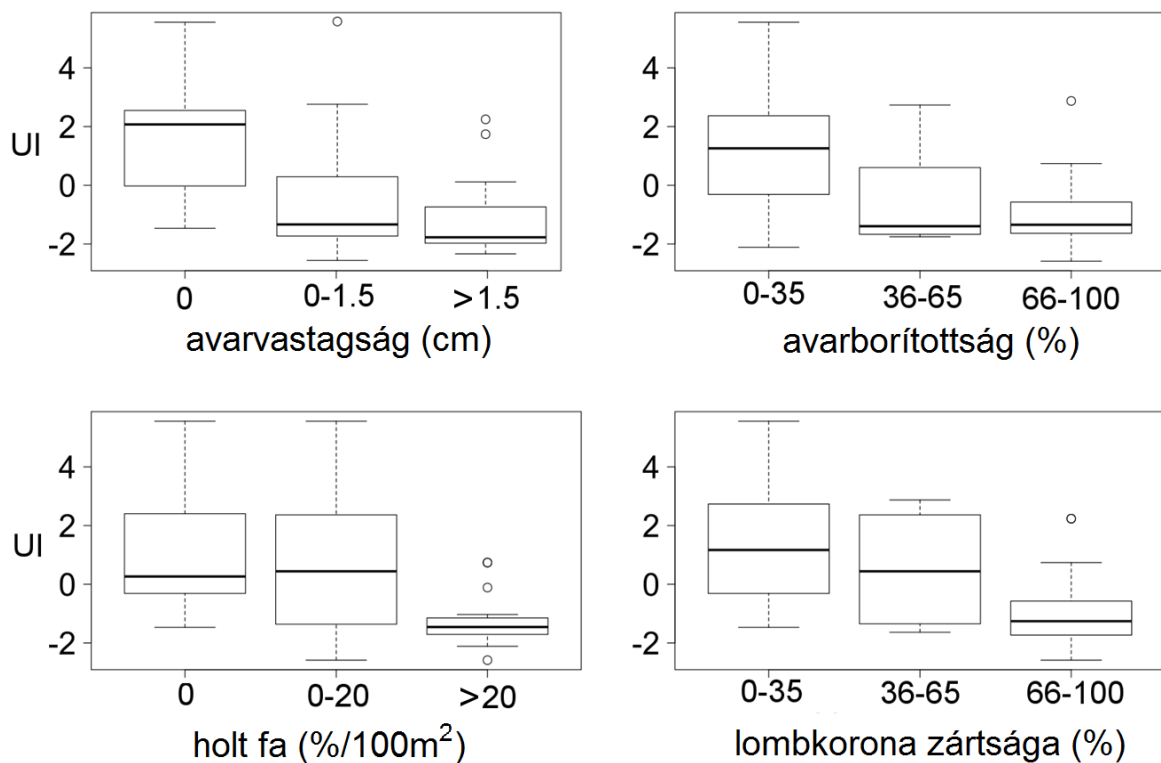
Talajtani paraméterek	Átlag	Szórás
pH	7.28	± 0.46
K_A	57.13	± 9.70
Összes oldott sótartalom (m/m%)	0.02	± 0.01
CaCO₃tartalom (m/m%)	13.56	± 12.28
Humusztartalom (m/m%)	6.87	± 1.77

Az urbanizációs index pozitívan korrelált a talaj CaCO₃ tartalmával (p=0.0098, Pearson-féle korrelációs együttható=0.3768). Az urbanizáltsági mutató és a talaj humusztartalma (p=0.0133, Pearson-féle korrelációs együttható=-0.3625), valamint Arany-féle kötöttségi értéke között (p=0.0298, Pearson-féle korrelációs együttható=-0.3205) negatív korrelációt találtunk. A pH (p=0.0863, Pearson-féle korrelációs együttható=0.2557) és az összes oldott sótartalom tekintetében (p=0.0945, Pearson-féle korrelációs együttható=0.2495) marginálisan szignifikáns pozitív korreláció állt fenn.

4.3. Növényzeti jellemzők és urbanizációs index összefüggései

A 4. ábra alapján a természetesebb, alacsonyabb urbanizációs indexű területeken az avar jellemzően nagyobb vastagságban és borítottságban fordult elő, több holt fa volt, a lombkorona pedig nagyobb zártságúnak bizonyult, mint a magasabb urbanizáltsági indexű, zavartabb élőhelyeken. Az alacsony urbanizációs indexű területeket általában vastagon fedte az avar, aminek a borítottsága nagyrészt 36-65 vagy 66-100% közé esett. Holt fából többnyire sok volt az előbb említett területeken, a lombkorona pedig nagy százalékban záródott. Ezzel szemben a magas urbanizációs indexű területeket egyáltalán nem, vagy csak alacsony százalékban és vékonyan borította avar, holt fa kevés mennyiségben vagy egyáltalán nem fordult elő, a lombkorona zártsága pedig 66% alatti volt.

4. ábra: A mintavételi területek növényzeti jellemzői és az urbanizációs index összefüggései



4.4. Fajgazdagság ('species richness')

A területenként gyűjtött fajok száma sem az Oniscidea, sem a Diplopoda taxon esetében nem volt nagyobb hatnál. Mindkét mintavételt figyelembe véve a 14-es terület (Bp. XII. ker., Dániel út) bizonyult a legfajgazdagabbnak, ahol összesen 10 Isopoda és Diplopoda fajt találtunk. A legkevesebb, összesen három-három fajt a 7-es (Budakeszi, Rózsa u. - Esze Tamás u. sarka) és 9-es (Budakeszi, Madár u. vége, út széle) területeken gyűjtöttük. Nem volt olyan mintavételi hely, ahol a tavaszi és az őszi mintavétel során ne találtunk volna egy egyedet sem. A területeken gyűjtött ászkarák és ikerszelvényes fajok számát, illetve az urbanizációs indexeket az 6. táblázat tartalmazza. A függelékben található 7. és 8. táblázatok tartalmazzák az egyes fajok gyűjtési területenkénti előfordulását.

Vizsgálatunk során összesen 13, hét különböző családba tartozó Oniscidea fajt találtunk (3. táblázat). A leggyakoribb az *Armadillidium vulgare* volt, amely 13 helyszínen fordult elő, illetve az *Orthometopon planum* 11, a *Protracheoniscus politus* 10, és a *Porcellio scaber* kilenc területen volt megtalálható. Csak egy-egy területen fordult elő a *Cylisticus convexus*, a *Trachelipus rathkii*, az *Androniscus roseus* és a *Haplophthalmus mengii*.

Ikerszelvényesekből összesen 14, hat különböző rendbe tartozó fajt találtunk (4. táblázat). A leggyakoribb fajok a 19 helyszínről előkerült *Ophiulus pilosus* és a 18 helyszínen megtalált *Cylindroiulus boleti* voltak. Csak egy-egy helyszínen fordult elő a *Chordeuma sylvestre*, a *Megaphyllum unilineatum*, és egy, a *Blaniulidae* családba tartozó faj, melyet nem tudtunk faji szinten azonosítani.

4.5. A gyűjtött fajok minősítése

Oniscidea

A fajok minősítésére ászkarákok esetében a TINI természetességi mutatót használtuk, ami a fajok ökológiai igényességére, az élőhely választásuk preferenciájára utal, emellett elterjedtségük, természetességük jellemzésére különböző csoportokba osztottuk őket. Többségük, 13-ból kilenc faj az őshonos (natív) kategóriába tartozott, de kozmopolita, nem natív és megtelepedett behurcoltak is előfordultak a mintavételi helyszíneken (3. táblázat). A leggyakoribb fajok az őshonos kategóriából kerültek ki.

3. táblázat: A gyűjtött szárazföldi ászkarák (*Oniscidea*) fajok, természetességi besorolásuk, TINI indexük értéke és gyakoriságuk

Család	Faj	Kategória	TINI	T
Agnaridae	<i>Orthometopon planum</i> (Budde-Lund, 1879)	natív	19	11
	<i>Protracheoniscus politus</i> (C. L. Koch, 1841)	natív	17	10
Armadillidiidae	<i>Armadillidium vulgare</i> (Latreille, 1804)	natív, kozmpolita	9	13
Cylisticidae	<i>Cylisticus convexus</i> (De Geer, 1778)	behurcolt megtelepedett	10	1
Platyarthridae	<i>Platyarthrus hoffmannseggi</i> (Brandt, 1833)	natív, kozmpolita	12	5
Porcellionidae	<i>Porcellio scaber</i> (Latreille, 1804)	kozmpolita	3	9
	<i>Porcellio spinicornis</i> (Say, 1818)	nem natív	8	2
	<i>Porcellionides pruinosus</i> (Brandt, 1833)	kozmpolita	7	3
Trachelipodidae	<i>Porcellium collicola</i> (Verhoeff, 1907)	natív	10	5
	<i>Trachelipus rathkii</i> (Brandt, 1833)	natív	10	1
Trichoniscidae	<i>Androniscus roseus</i> (C. Koch, 1838)	natív	13	1
	<i>Haplophthalmus mengii</i> (Zaddach, 1844)	natív	13	1
	<i>Hyloniscus riparius</i> (C. L. Koch, 1838)	natív	10	5

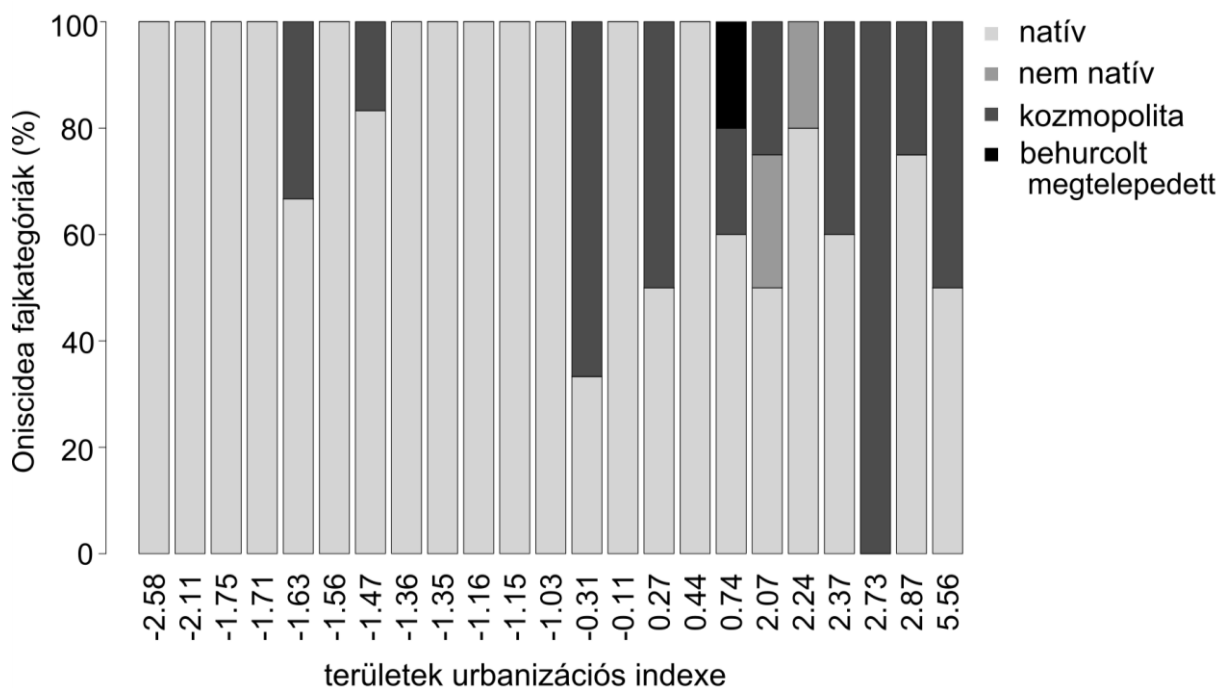
T: hány területen volt megtalálható a faj

Két, természetességet jelző, magas TINI index értéket elérő fajt fordult elő gyűjtéseink során (*O. planum*, *P. politus*), amik a kontrollként használt referencia élőhelyek csoportján kívül a városszéli, természetes erdővel folytonos kapcsolatban lévő erdőfoltok közeléből kerültek elő (mintavételi területek azonosítója: 1, 2, 3, 6, 8, 10, 13, 14, 15, 19, 23; lásd 1. táblázat). A közepesen gyakori kategóriába tartozó fajok (*A. vulgare*, *C. convexus*, *P. hoffmannseggi*, *P. spinicornis*, *P. pruinosus*, *P. collicola*, *T. rathkii*, *A. roseus*, *H. mengii*, *H. riparius*) esetében nem volt megfigyelhető erős preferencia egyik élőhely típus iránt sem, természetközeli és urbán területeken is előfordultak (mintavételi területek azonosítója: 2, 3, 4, 5, 9, 10, 11, 12, 14, 16, 17, 18, 20, 21, 22, 23; lásd 1. táblázat). Az egyetlen gyakori faj (*P. scaber*) többnyire erősen zavarott környezetben, temetőekben, házak mellett, utak mentén volt megtalálható (mintavételi területek azonosítója: 2, 7, 9, 14, 15, 17, 18, 20, 21; lásd 1. táblázat).

A mintavételi területek közül 12 helyszínen (mintavételi területek azonosítója: 1, 3, 5, 6, 8, 10, 11, 12, 13, 19, 22, 23; lásd *I. táblázat*) csak natív, egy helyszínen (7: Budakeszi, Rózsa u. - Esze Tamás u.) csak kozmopolita, hét helyszínen (mintavételi területek azonosítója: 2, 4, 9, 15, 18, 20, 21; lásd *I. táblázat*) pedig mindkét előbb említett kategóriába tartozó ászkarák fajokat találtunk. Az egyetlen behurcolt megtelepedett faj (*C. convexus*) csak egy területről (14: Bp. XII. ker., Dániel út), kozmopolita és natív fajokkal együtt került elő. Az egyedüli nem natív faj, a *P. spinicornis* két, erősen urbanizált helyszínen (16: Bp. XII. ker., Kis-Svábhegy, Gaál József út; 17: Bp. XII. ker., Kis-Svábhegy, Acsády Ignác utca), natív fajokkal együtt volt fellelhető.

Az *5. ábra* alapján ászkarákok esetében a természetességi csoportosítást alkalmazva megfigyelhető, hogy a legkevésbé urbanizált területeken szinte csak őshonos fajok fordultak elő. Az urbanizáltabb helyszínek felé haladva gyakoribbá váltak az idegenhonos és széles elterjedésű fajok.

5. ábra: Ászkarákok természetességi kategóriáinak megoszlása területenként (a területek az urbanizációs indexük szerinti sorrendben)



Diplopoda

Az ikerszelvényeseknél ökológiai igényük szolgált a fajok csoportosításának alapjául. A fajok fele-fele arányban oszlottak meg a természetes habitatban élő, erdőlakó, illetve az urbánus környezetre jellemző szinantróp és kozmopolita kategóriák között (4. táblázat).

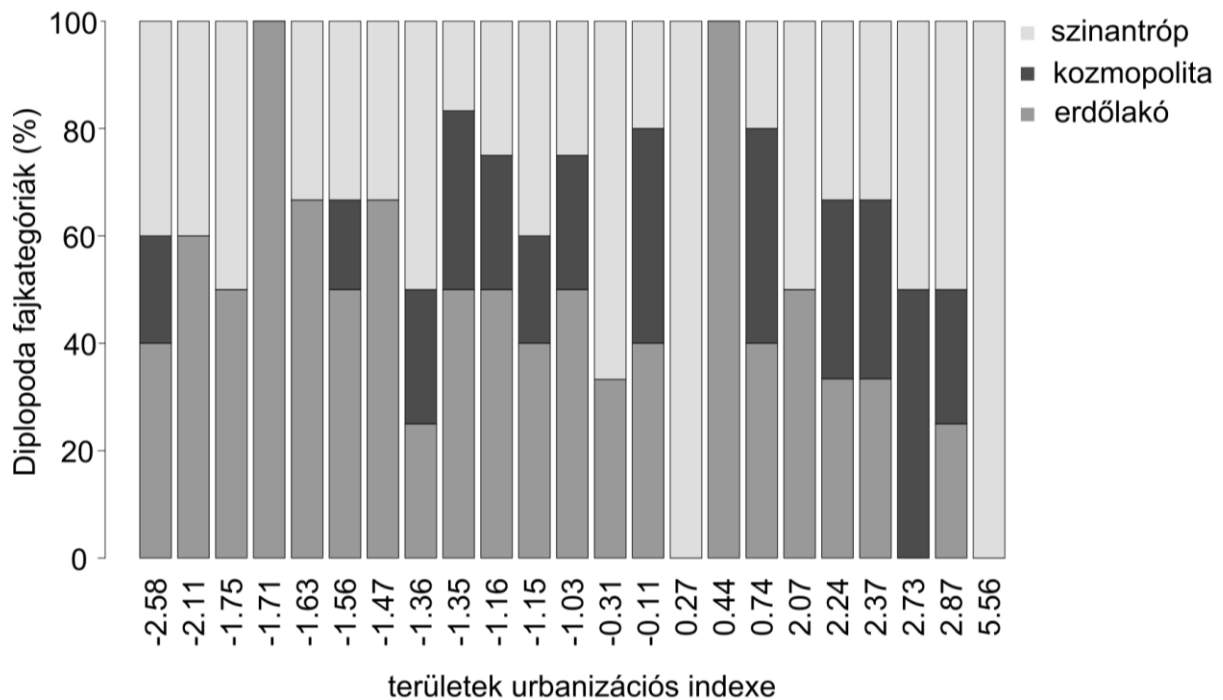
4. táblázat: A gyűjtött ikerszelvényes (Diplopoda) fajok, ökológiai jellemzőik és gyakoriságuk

Rend	Faj	Ökológiai igény	T
Callipodida	<i>Dorypetalum degenerans</i> (Latzel 1884)	szinantróp	3
Chordeumatida	<i>Chordeuma sylvestre</i> (C.L.Koch, 1847)	erdőlakó	1
	<i>Mastigona bosniensis</i> (Verhoeff, 1897)	szinantróp	5
Glomerida	<i>Glomeris hexasticha</i> (Brandt 1833)	erdőlakó	3
Julida	<i>Blaniulidae sp.</i>	–	1
	<i>Cylindroiulus boleti</i> (C. L. Koch, 1847)	erdőlakó	18
	<i>Julus scandinavicus</i> (Latzel, 1884)	erdőlakó	2
	<i>Leptoiulus trilineatus</i> (C. L. Koch, 1847)	erdőlakó	10
	<i>Megaphyllum projectum</i> (Verhoeff, 1894)	erdőlakó	2
	<i>Megaphyllum unilineatum</i> (C. L. Koch, 1838)	szinantróp	1
	<i>Ommatoiulus sabulosus</i> (Linnaeus, 1758)	kozmpolita	9
	<i>Ophiulus pilosus</i> (Newport, 1842)	szinantróp	19
Polydesmida	<i>Brachydesmus sp.</i>	–	4
Polyxenida	<i>Polyxenus lagurus</i> (Linnaeus, 1758)	kozmpolita	7

T: hány területen volt megtalálható a faj

Az erdőlakó fajok a 7-es (Budakeszi, Rózsa u. - Esze Tamás u. sarka), 9-es (Budakeszi, Madár u. vége, út széle) és 21-es (Bp. I. ker., Vérmező) területek kivételével minden mintavételi helyszínen előfordultak. Mindhárom említett mintavételi pontra jellemző, hogy kevés fa található a környezetükben. A szinantróp fajok a 22-es (Bp. I. és XI. ker., Gellért-hegy) és 23-as (Bp. XII. ker., Normafa) területek kivételével mindenhol előfordultak, ezen a két helyszínen csak erdőlakó fajok kerültek elő. A 9-es területen (Budakeszi, Madár u. vége, út széle) csak szinantróp fajok voltak megtalálhatók. A kozmpolita fajok 13 területen fordultak elő (6. ábra).

6. ábra: Ikerszelvényesek természetességi kategóriáinak megoszlása területenként (a területek az urbanizációs indexük szerinti sorrendben)



Gyakori volt a különböző kategóriák együttes előfordulása, 12 helyszínnél mind a három csoportba tartozó taxonok jelen voltak. Az ászkarákok természetességi kategorizálásával szemben az ikerszelvényeseknél nem volt megfigyelhető az az általános trend, hogy az urbanizációs index növekedésével a kevésbé természetes fajok egyre gyakoribbá válnak. Az ikerszelvényeseknél a szinantróp fajok a legtermészetesebb élőhelyeken is előfordultak, nem csak a nagyobb antropogén hatás alatt állókon.

4.6. Háttérváltozók összefüggése a fajszámmal és a fajösszetétellel

Eredményeink alapján az **Oniscidea fajszámra** egyik vizsgált környezeti változónak sem volt szignifikáns befolyása (5. táblázat).

A **Diplopoda fajszám** erőteljesen összefüggött a holt fa mennyiségével ($p=0.0008$, $z=3.341$). Pozitív hatást tapasztaltunk, ugyanis a modell becslése szerint a nagyobb mennyiségű holt fával rendelkező területeken átlagosan 0.9 fajjal volt magasabb az ikerszelvényesek fajgazdagsága, mint a holt fa nélküli területeken. Más változóknál nem találtunk szignifikáns összefüggést.

Az **Oniscidea fajösszetételre** is számottevő hatása volt a holt fa mennyiségének ($p=0.022$). A fajok közül a *P. scaber*, ami egy kozmopolita, alacsony TINI indexű faj, azokat a területeket preferálta, ahol kevés holt fa volt ($p=0.034$). Vele szemben az

O. planum, egy őshonos, magas természetességi indexű faj azokat a területeket részesítette előnyben, ahol nagy mennyiségű holt fa volt jelen ($p=0.045$). A talaj agyagtartalmára utaló K_A szintén szignifikáns befolyással bírt az ászkarák faji összetételére ($p=0.028$). A natív, de széles elterjedtségű, közepes TINI indexű *A. vulgare* előfordulását a talaj kötöttsége ($p=0.0469$) befolyásolta jelentősen.

A **Diplopoda fajösszetétel** tekintetében a két különböző évszakban vett minta között marginálisan szignifikáns eltérés mutatkozott ($p=0.0749$). Ez az *O. pilosus* fajnál jelentkezett szignifikánsan ($p=0.049$), amely tavasszal 10, míg ősszel már 17 mintavételi területen került elő. Az avarborítottság erősen befolyásolta az ikerszelvényesek fajösszetételét ($p=0.005$). A *C. boleti*, az *O. sabulosus* és a *L. trilineatus* a nagy avarborítottságú területeket preferálta ($p=0.022$). A *C. boleti* és a *L. trilineatus* erdőlakó fajok, míg az *O. sabulosus* kozmopolita, de erdőkben gyakran előfordul.

5. táblázat: A talajparaméterek és növényzeti jellemzők kapcsolata a fajszámokkal és fajösszetételekkel

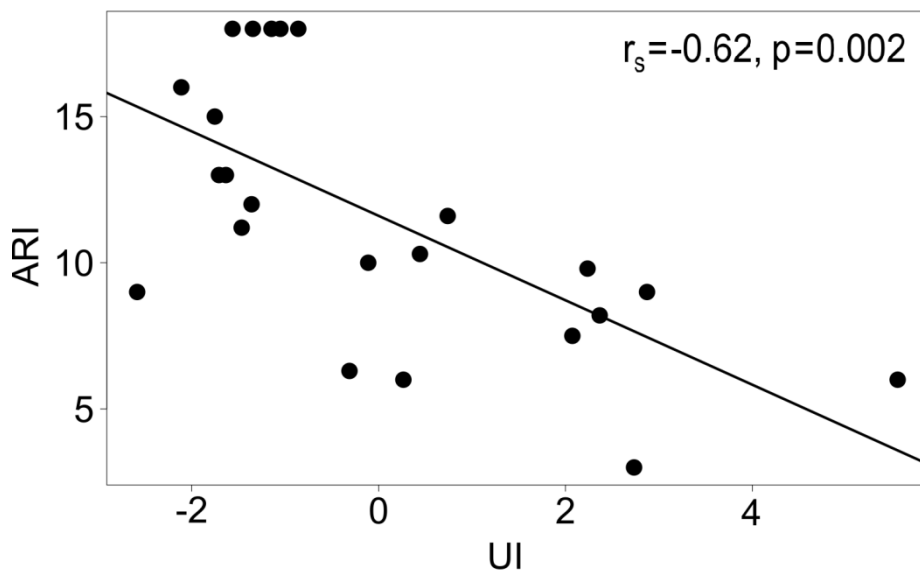
Háttérváltozók	Oniscidea fajszám	Diplopoda fajszám	Oniscidea fajösszetétel	Diplopoda fajösszetétel
Évszak	NS	NS	NS	.
Avarvastagság	NS	NS	NS	NS
Avarborítottság	NS	NS	NS	***
Lombkorona zártsága	NS	NS	NS	NS
Holt fa	NS	+ ***	*	NS
pH	NS	NS	NS	NS
K_A	NS	NS	*	NS
Oldott sók	NS	NS	NS	NS
CaCO ₃ -tartalom	NS	NS	NS	NS
Humusz	NS	NS	NS	NS
Urbanizációs index	NS	NS	NS	NS

NS - nem szignifikáns,
 . - p -érték ≤ 0.1 , * - p érték ≤ 0.05 ; ** - p érték ≤ 0.01 ; *** - p érték ≤ 0.001 ,
 + - pozitív hatás, — - negatív hatás

4.7. Urbanizációs index és természetességi indexek kapcsolata

Az urbanizációs index és az ászkarákok területenkénti összesített természetességi indexe (TINI) között nem tapasztaltunk összefüggést (Spearman-féle rangkorreláció, $r_s=-0.26$, $p=0.223$). Ezzel szemben az urbanizációs index és az ászkarák-együttesek minőségi mutatója, a területenkénti átlagos természetességi index (ARI) között szignifikáns negatív korrelációt találtunk (Spearman-féle rangkorreláció), vagyis a magasabb urbanizációs indexű területeknek alacsonyabb volt az ott előforduló fajok alapján számolt természetességi indexe (7. ábra).

7. ábra: Az urbanizációs index és az ászkarákok átlagos ritkasági indexének (ARI) összefüggése



6. táblázat: A területenként talált fajok száma, valamint azok urbanizációs és ászkarákok átlagos ritkasági indexei

Azonosító	OF	DF	TF	UI	ARI
1	2	5	7	-1.15	18.0
2	6	3	9	-1.47	11.2
3	3	5	8	-2.11	16.0
4	4	5	9	2.87	9.0
5	1	5	6	-0.11	10.0
6	2	6	8	-1.56	18.0
7	1	2	3	2.73	3.0
8	2	5	7	-1.16	18.0
9	2	1	3	0.27	6.0
10	3	2	5	-1.75	15.0
11	1	5	6	-2.58	9.0
12	1	4	5	-1.36	12.0
13	2	4	6	-1.03	18.0
14	5	5	10	0.74	11.6
15	3	3	6	-1.63	13.0
16	5	4	9	2.24	9.8
17	4	2	6	2.07	7.5
18	5	3	8	2.37	8.2
19	2	6	8	-1.35	18.0
20	3	4	7	-0.31	6.3
21	2	2	4	5.56	6.0
22	3	1	4	0.44	10.3
23	5	3	8	-1.71	13.0

OF: *Oniscidea* fajszám; **DF:** *Diplopoda* fajszám; **TF:** teljes fajszám; **UI:** urbanizációs index; **ARI:** ászkarákok átlagos ritkasági indexe

5. Diszkusszió

Budapest metropolisz budai oldalának erdős élőhely foltjaiban kijelölt mintavételi területeink urbanizáltság szempontjából egy folytonos átmenetet, gradienst képeznek. Azaz a fás élőhelyek közül, különböző beépítettségi kategóriák szerint kiválasztott mintavételi helyszínek alkottak a természetes erdők és a zavart városi fás területek között. Az urbanizációs index összefüggést mutatott az élőhelyek talajának paramétereivel. Adataink alapján a magasabb urbanizációs indexű területeken nagyobb volt a talaj CaCO₃ tartalma. Ezzel szemben a humusztartalom és az Arany-féle kötöttségi érték csökkent az urbanizáció fokozódásával, ami általánosságban jellemző a városi talajokra (Farsang & Puskás, 2009). Az építkezéseknél használt anyagok, mint például a beton, a habarcs, a téglák és az aszfalt mind forrásai lehetnek a talaj nagymértékben megemelkedett kalcium-karbonát tartalmának (Alexandrovszkaya & Alexandrovskiy, 2000). Korábbi kutatások alapján a talaj kalciumtartalmának növekedése összefüggésben áll a talaj pH szintjének emelkedésével (Pouyat *et al.*, 2015). A mesterséges építő- és fedőanyagok, a folyamatos bolygatás és a csökkent mértékű mikrobiális aktivitás kevesebb mennyiségű, és rosszabb minőségű humusz képződését eredményezi a városok talajában (Puskás & Farsang, 2008). Az antropogén talajok fizikai talajfélesége többnyire alacsony Arany-féle kötöttségi értékű homok, homokos vályog, ami az emberi tevékenységek, építkezések, az eredeti talajtakaró eltávolításának következménye (Puskás & Farsang, 2008).

Gyűjtéseink során összesen 13 **Oniscidea** fajt találtunk, ami a hazai szárazföldi ászkarák fauna 23%-át és a Budapesten eddig kimutatott fajok 46%-át jelenti (Vilisics & Hornung, 2009). Vilisics és Hornung (2009) munkájában Budapest teljes területének Oniscidea faunája értékelésre került saját gyűjtéseik és korábbi irodalmi adatok alapján. Kutatásunk fajlistája ehhez a felméréshez képest nem tartalmaz új fajokat, és mivel csak Budapest budai oldalán, kevésbé változatos területeken gyűjtöttünk mintákat, kevesebb fajt tudtunk kimutatni. Korsós és munkatársai (2002) szintén egész Budapestre kiterjedő vizsgálatot folytattak, melynek során 18 szárazföldi ászkarákfajt gyűjtöttek. Ezek közül 12 a mi gyűjtéseink során is előkerült. A leggyakoribb faj az *A. vulgare* volt, amely az emberi zavarást jól tűri (Farkas & Vilisics, 2013). Az *O. planum* és a *P. politus* voltak a második és harmadik leggyakoribb fajok. Mindkettő természetességet jelző, magas TINI indexű fajok, amelyek főleg az antropogén hatásnak legkevésbé kitett, természetközeli erőfoltokban fordultak elő.

Diplopoda fajokból 14, azaz a hazai fauna 14%-a, a budapestinek pedig 54%-a került elő (Korsós, 2015; Korsós *et al.*, 2002). Korsós (1992) főleg Budapesten és annak környékén végzett felmérést antropogén környezetben élő ikerszelvényesekről. Ennek során 27 fajt mutattak ki, amelyek közül mindössze hat egyezik az általunk gyűjtött fajokkal. Egy későbbi, Korsós és munkatársai (2002) által folytatott, Budapest területére korlátozódó vizsgálatban összesen 26 Diplopoda faj került elő, amelyből hét fed át az általunk talált fajokkal. A nagymértékű eltérések nagy valószínűséggel a mintavételi területek különbözőségéből adódhattak. A leggyakoribb fajok a főleg emberközeli élőhelyeken előforduló *O. pilosus* és az erdőlakó, fás élőhelyekhez kötődő *C. boleti* voltak.

A fajok elterjedtségét, élőhelypreferenciáját, ökológiai igényeit figyelembe vevő tipizálás ászkarákok esetében láthatóbbá tette a területek urbanizáltsága és a fajgyűttesek minőségi megoszlása közötti kapcsolatot, mint az ikerszelvényesek esetében. A Diplopoda csoportosítás átalakítása, pontosabbá tétele segíthet a további kutatásoknál a hasonló jellegű összefüggések kimutatásában. Saját adatainkat tekintve a természetközeli élőhelyeken nem csak natív, de kozmopolita, és akár szinantróp fajok is előfordulhatnak. Urbanizált területeken viszont élhetnek natív fajok is, ami megfelel annak az elméletnek, hogy a városi, de még nem túl nagy zavarásnak kitett környezet az idegen fajok megtelepedésén kívül a természetesek túlélését is segítheti (Vilisics & Hornung, 2009). A vizsgált élőhelyek az urbanizáltság jelentette zavarás, illetve Oniscidea és Diplopoda faunájuk alapján egy gradiens mentén helyezkednek el. A városi hatás alatt álló erdőfoltok, fás területek még őrzik a természetes területekre jellemző fauna elemeket, de mellettük megjelentek a kozmopolita és szinantróp fajok, amik az élőhelyek zavartságát jelzik.

Bogyó (2009) ikerszelvényeseken végzett korábbi megfigyelései alapján a városiasodás befolyásolta a fajösszetételt, a fajszámok pedig csökkentek a városi élőhelyektől a természetközeli felé haladva. Saját adataink alapján a területenként fellelt fajok száma és a fajösszetétel sem az ászkarákoknál, sem az ikerszelvényeseknél nem állt összefüggésben az élőhelyek urbanizáltsági fokával. Az **Oniscidea fajszámra** egyik vizsgált környezeti változó sem volt szignifikáns hatással. Többször ismételt mintavételekkel, illetve többféle mintavételi módszer ötvözésével nemcsak a területek fajszámáról, de az azokat befolyásoló háttérváltozókról is pontosabb képet kaphatnánk. A **Diplopoda fajszám** és a holt fa mennyisége között erőteljes pozitív összefüggést tapasztaltunk, ami azzal magyarázható, hogy az ikerszelvényesek között sok olyan faj található, melyek kimondottan holt fában élnek (pl.: *C. boleti*)(Korsós, 1994).

Mindazonáltal a holt fa mennyiségének az **ászkarák fajösszetételére** is számottevő hatása volt. Az *O. planum*, ami egy őshonos, magas természetességi indexű faj, például azokat a területeket részesítette előnyben, ahol nagy mennyiségű holt fa volt jelen. Ezzel szemben a *P. scaber*, ami egy kozmopolita, alacsony TINI indexű faj, a kevés holt fával rendelkező területeket preferálta, nem kötődve azokhoz a területekhez, ahol sok a holt fa. Ez alapján elmondható, hogy a sok holt fával rendelkező területek jó élőhelyet nyújtottak számos természetességet jelző fajnak. Épp ezért a városi kertek, parkok, erdőfoltok esetében a holt fa eltávolításának kerülésével elősegíthető a természetes, őshonos ászkarák fauna fennmaradása. A talaj agyagtartalmára utaló Arany-féle kötöttségi érték szintén szignifikáns befolyással bírt az ászkarák faj összetételére. Az *A. vulgare* érzékenynek bizonyult a talaj kötöttségére. Ez a faj jól tűri a száraz környezeti viszonyokat (Edney, 1954). Ennek megfelelően leginkább a kevésbé kötött, rosszabb víztartó képességű talajoknál fordult elő. Az **ikerszelvényesek fajösszetételére** az avarborítottságnak volt jelentős hatása. A *C. boleti*, a *L. trilineatus* és az *O. sabulosus* a nagy avarborítottságú területeket preferálta. Előbbi kettő tipikus erdőlakó faj, de az *O. sabulosus* is gyakori különböző tölgyerdőkben (Korsós, 1994), ezért kötődnek a magas avarborítottságú területekhez. Eltérés mutatkozott az ikerszelvényesek tavaszi és őszi fajösszetétele között. Ez elsősorban valószínűleg azzal magyarázható, hogy az *O. pilosus* tavasszal 10, míg ősszel már 17 mintavételi területen került elő. Ez feltehetően életmenet-jellemzőivel van összefüggésben: a felnőtt egyedek életükben egyszer szaporodnak, majd elpusztulnak, ezért tavaszi mintavételünkön több helyszínen valószínűleg épp csak tojás, vagy fiatal egyedek formájában voltak jelen (Meyer, 1985).

Az Oniscidea fajok természetességi minősítésére alkalmazott TINI indexek területenkénti összege nem volt összefüggésben a területek urbanizációs indexével, de ha azt standardizáltuk, azaz elosztottuk a területenként talált ászkarák fajok számával –vagyis az ászkarákok átlagos ritkasági indexét, az ARI-t használtuk–, szignifikáns összefüggést kaptunk. Ez megerősíti Hornung és munkatársai (2013) korábbi eredményeit, melyek szerint az adott terület természetességét jelző ARI index alkalmas a területek természetességi minősítésére.

Vizsgálatunk eredményeinek fő üzenete, hogy 1) városi erdőfoltok képesek menedéket nyújtani igényesebb, kis zavarást tűrő, természetességet igénylő fajok populációinak, 2) talajfelszíni makrolebontó ízeltlábúak közösség szerkezetének vizsgálatával, minőségi értékelésével felmérhetjük az élőhelyek állapotát, természetességét. Ez lehetőséget ad

védendő területek monitorozására is, valamint alapot adhat későbbi, változások hatását követő kutatásoknak.

Távolabbi célunk az ikerszelvényesek (Diplopoda) szárazföldi ászkarákokéhoz (Isopoda: Oniscidea) hasonló természetességi minősítő rendszerének kidolgozása a fellelhető hazai szakirodalmi adatok feldolgozásának segítségével. Ezáltal a Diplopoda közösségek felmérése is alkalmasabbá válhat majd a területek természetességi minősítésére.

6. Összefoglalás

Napjainkban időszerű téma a talaj élővilága ökoszisztéma-szolgáltatásokban betöltött szerepének vizsgálata. Ez különösen fontos a fokozódó urbanizáció veszélyeztetett élőhelyeken, ahol a természetes életközösségek fennmaradása, és így az ökoszisztémák egyensúlyi működése a tét. A globális léptékű urbanizációs folyamatok, a városok szerkezetének hasonló alakulása, a tájidegen fajok megtelepedése a városi talajok faunájának homogenizálódásához vezet. Budapest metropoliszként ideális helyszín a folyamat tanulmányozására.

Kutatásunk célja volt a talajélőlények makrolebontó ízeltlábúinak, a szárazföldi ászkarákok (Isopoda: Oniscidea) és ikerszelvényesek (Diplopoda) közösségeinek felmérése városi erdőfoltok fajgazdagsága és fajösszetétele alapján. Feltételeztük, hogy a természetközeli, vagy kevésbé beépített, kertvárosi élőhelyeken főleg a specialistább natív, míg az erősen urbanizáltakon inkább a kozmopolita, szinantróp és generalista fajok dominálnak.

Mintavételi helyeinket Budapest budai oldalának 23 különböző zavartságú erdőfoltjai jelentették. A mintavétel 2016 májusában és októberében, egyeléses időgyűjtéssel történt. A helyszíneken növényzeti felmérést végeztünk, és talajmintát gyűjtöttünk. Műholdképek felhasználásával, a mintavételi helyek 1 km²-es körzetének beépítettsége és növényborítottsága alapján urbanizációs indexeket számoltunk. A gyűjtött egyedeket faji szinten meghatároztuk, azokat globális és regionális elterjedtségük, valamint ökológiai igényeik alapján csoportosítottuk. Az ászkarákat természetességi index (TINI) alapján is minősítettük.

A gyűjtések 13 Oniscidea és 14 Diplopoda fajt eredményeztek. A növényzeti jellemzők közül a holt fa mennyisége befolyásolta a Diplopoda fajsámot ($p=0.0008$) és az Oniscidea fajösszetételt ($p=0.022$), az avarborítottság pedig a Diplopoda fajösszetételt ($p=0.005$). Az ászkarákok esetén a területek faj együtteseire jellemző természetességi index (ARI) és az urbanizációs index között negatív összefüggést találtunk ($p=0.002$).

Megállapítottuk, hogy a lebontó ízeltlábú fauna felmérése –ismerve és figyelembe véve a fajok zavarás tűrését, ökológiai igényeit– jó eszköz lehet az élőhelyek természetességi minősítésére, és segítséget nyújthat a védendő területek monitorozásában. Vizsgálatunk bizonyította, hogy az urbanizáltabb élőhelyeken nagyobb volt az idegenhonos/generalista fajok aránya, ami a biodiverzitás minőségi változása, természetes életközösségek eltűnése mellett következménnyel lehet az ökoszisztémák működésére is.

7. Summary

The role of urban forest patches in maintaining biodiversity in Buda

Nowadays the role of soil biota in ecosystem services is a relevant topic. It is especially important in habitats endangered by intensifying urbanization, where the remanence of natural biomes and the equilibratory functioning of ecosystems matter the most. The global urbanization, the similar structure of cities, the introduction of non-native species all lead to the homogenization of urban soil fauna. As a metropolitan area, Budapest gives an ideal location to investigate this process.

The research aimed to study the communities of macro-decomposer arthropods, first of all terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea) and millipedes (Diplopoda), based on their species richness and species composition in differently degraded urban forest patches. We hypothesized that mostly specialist native species dominate natural or slightly disturbed habitats, while in intensely urbanized ones cosmopolitan, synanthropic and generalist species prevail.

The sample sites were chosen in 23 differently disturbed forest patches in Budapest's Buda side. Hand sorted samples were taken during May and October, in 2016. We collected soil samples and recorded the botanical characteristics of the forest patches. Using digital aerial images we calculated urbanization indices based on the proportion of built-up areas and vegetation cover in the 1 km² area of the sample sites. The collected individuals were identified to species level, and they were also classified by their habitat preferences. Isopods were qualified also by a naturality index (TINI).

The sampling resulted 13 isopod and 14 diplopod species. Botanical characteristics, such as quantity of dead wood had a significant effect on species number of diplopods ($p=0.0008$) and species composition of isopods ($p=0.022$). Leaf cover had a significant effect on species composition of diplopods ($p=0.005$). There was a negative correlation between the naturality indices of sample sites (ARI) and the areas' urbanization indices ($p=0.002$).

We concluded that studying the decomposer macro-arthropod fauna species composition –if we know and consider the species' ecological needs and toleration of disturbance– might be a good tool for estimating habitat quality and for monitoring in areas worthy for nature conservation. Our study proved the hypothesis that more urbanized habitats harbor more non-native/generalist species. This change in fauna composition might have an effect on biodiversity value, and also on the functioning of the ecosystems.

8. Irodalomjegyzék

- Alexandrovszkaya, E.I., Alexandrovskiy, A.L. (2000) History of the cultural layer in Moscow and accumulation of anthropogenic substances. *Catena* 41(1): 249-259.
- Anderson, J.M. (1988) Spatiotemporal effects of invertebrates on soil processes. *Biology and Fertility of Soils* 6: 216-227.
- Barbercheck, M.E., Neher, D.A., Anas, O., El-Allaf, S.M., Weicht, T.R. (2009) Response of soil invertebrates to disturbance across three resource regions in North Carolina. *Environmental Monitoring and Assessment* 152(1): 283-298.
- Bardgett, R.D. (2005) The biology of soil: A Community and Ecosystem Approach. Oxford University Press, 57-85. pp.
- Blair, R.B. (2001) Birds and Butterflies Along Urban Gradients in Two Ecoregions of the United States: Is Urbanization Creating a Homogeneous Fauna?. In: Lockwood, J.L., Mckinney, M. (Eds.): *Biotic Homogenization*. New York, Springer US, 33-56.
- Blower, J.G. (1985) Millipedes—Keys and Notes for the Identification of the Species. Avon, UK, The Bath Press, 244pp.
- Bogyó, D., Korsós, Z. (2009) Urbanizáció hatása ikerszelvényes (Diplopoda) együttesekre – Faunisztikai eredmények. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 412-421.
- Bogyó, D., Magura, T., Simon, E., Tóthmérész, B. (2015) Millipede (Diplopoda) assemblages alter drastically by urbanisation. *Landscape and Urban Planning* 133: 118–126.
- Domokos, T. (2014) Szórványadatok Budapest belterületének – különös tekintettel a temetőkre – szárazföldi malakofaunájához. *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* 38: 9-22.
- Edney, E.B. (1954) Woodlice and the land habitat. *Biological Reviews* 29(2): 185–219
- Farkas, S., Vilisics, F. (2013) Magyarország szárazföldi ászkarák faunájának határozója (Isopoda: Oniscidea). (A Key to the Terrestrial Isopods of Hungary.). *Natura Somogyiensis* 23: 89-124.
- Farsang, A., Pukás, I. (2009) A talajok sajátosságai a városi ökoszisztémában– Szeged talajainak átfogó elemzése. *Földrajzi Közlemények* 133(4): 397–409.
- Gomes, V., Ribeiro, R., Carretero, M.A. (2011) Effects of urban habitat fragmentation on common small mammals: species versus communities. *Biodiversity and Conservation* 20: 3577–3590.
- Gruner, H. (1966) Die Tierwelt Deutschlands. 53. Teil. Krebstiere oder Crustacea.

- V.Isopoda, 2. Lieferung, Jena, 380 pp.
- Hanlon, R.D.G., Anderson, J.M. (1980) Influence of macroarthropod feeding activities on microflora in decomposing oak leaves. *Soil Biology and Biochemistry* 12(3): 255-261.
- Hopkin, S.P. (1991) A Key to the Woodlice of Britain and Ireland. *AIDGAP, Field Studies Council Publication* No. 204., 52 pp.
- Hornung, E., Vilisics, F., Kemencei, Z., Sólymos, P. (2013) A scoring method for habitat quality assessment based on occurrence and abundance of soil invertebrates. *Abstract Book of the 26th ICCB*, Baltimore, US, 21-25. July, p. 121.
- Hornung, E., Vilisics, F., Sólymos, P. (2009) Ászkarák együttesek (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) felhasználhatósága élőhelyek minősítésében. (The use of woodlice assemblages (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) in the assessment of habitat naturalness.). *Természetvédelmi Közlemények* 15: 381-395.
- Hornung, E., Vilisics, F., Szlávecz, K. (2007) Hazai szárazföldi ászkaráffajok (Isopoda, Oniscidea) tipizálása két nagyváros, Budapest és Baltimore (ÉK Amerika) összehasonlításának példájával. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 47-58.
- Humphrey, J., Bailey, S. (2012) Managing deadwood in forests and woodlands. Forestry Commission Practice Guide. Forestry Commission, Edinburgh, 27. pp.
- Kontschán, J., Hornung, E. (2001) Peracarida (Crustacea: Isopoda et Amphipoda) fajok újabb adatai Magyarországról. (New data of Peracarida (Crustacea: Isopoda et Amphipoda) species for Hungary.) - In: Isépy, I., Korsós, Z., Pap, I. (eds): *II . Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium, Előadások összefoglalói*. MBT & MTM, Budapest, 185-187.
- Korsós, Z. (1992) Millipedes from anthropogenic habitats in Hungary (Diplopoda). - *Berichte des Naturwissenschaftlich-Medizinischen Vereins in Innsbruck, Supplementum* 10: 237-241.
- Korsós, Z. (1994) Checklist, preliminary distribution maps, and bibliography of millipedes in Hungary (Diplopoda), *Miscellanea Zoologica Hungarica* 9: 29-82.
- Korsós, Z. (2015) Magyarország ikerszelvényesei. Illusztrációtáblák és adatlapok a fajok meghatározásához. Publikálatlan kézirat, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 143 pp.
- Korsós, Z., Hornung, E., Szlávecz, K., Kontschán, J. (2002) Isopoda and Diplopoda of urban habitats: new data to the fauna of Budapest. *Annales Historico-Naturales Musei Natinalis Hungarici* 94: 193-208.

- Liker, A., Papp, Z., Bókony, V., Lendvai, Á.Z. (2008) Lean birds in the city: Bodysize and condition of house sparrows along the urbanization gradient. *Journal of Animal Ecology* 77: 789–795.
- Magura, T., Hornung, E., Tóthmérész, B. (2008) Abundance patterns of terrestrial isopods along an urbanization gradient. *Community Ecology* 9(1): 115-120.
- Magura, T., Tóthmérész, B., Hornung, E. (2006) Az urbanizáció hatása a talajfelszíni ízeltlábúakra. *Magyar Tudomány* 6: 705-708.
- Martin, J.W. (2016) Collecting and processing crustaceans: an introduction. *Journal of Crustacean Biology* 36(3): 393-395.
- McKinney, M.L. (2006) Urbanisation as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247–260.
- McKinney, M.L. (2008) Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11: 161–176.
- McPherson, G.E. (1998) Structure and sustainability of Sacramento’s urban forest. *Journal of Arboriculture* 24: 175–190.
- Messina, G., Gatti, R.C., Droutsas, A., Barchitta, M., Pezzino, E., Agodi, A., Lombardo, B.M. (2016) A sampling optimization analysis of soil-bugs diversity (Crustacea, Isopoda, Oniscidea). *Ecology and Evolution* 6(1): 191–201.
- Meyer, E. (1985) Distribution, activity, life-history and standing crop of Julidae (Diplopoda, Myriapoda) in the Central High Alps (Tyrol, Austria). *Holarctic Ecology* 8: 141-150.
- 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.
- Paoletti, M.G., Hassall, M. (1999) Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74: 157-165.
- Pouyat, R.V., Szlavecz, K., Yesilonis, I.D., Groffman, P.M., Schwarz, K. (2010) Chemical, Physical, and Biological Characteristics of Urban Soils. In: Aitkenhead-Peterson, J., Volder, A. (Eds): *Urban Ecosystem Ecology*. United States of America, American Society of Agronomy, Inc., Crop Science Society of America, Inc., Soil Science Society of America, Inc. 119-152.

- Pouyat, R.V., Yesilonis, I.D., Dombos, M., Szlávecz, K., Setälä, H., Hornung, E. (2015) A global comparison of surface soil characteristics across five cities: A Test of the Urban Ecosystem Convergence Hypothesis. *Soil Science* 180 (4-5): 136-145
- Pouyat, R.V., Yesilonis, I.D., Szlavecz, K., Csuzdi, Cs., Hornung, E., Korsós, Z., Russell-Anelli, J., Giorgio, V. (2008) Response of forest soil properties to urbanization gradients in three metropolitan areas. *Landscape Ecology* 23(10): 1187–1203.
- Puskás, I., Farsang, A. (2008) A városi talajok természetes és antropogén szintjeinek elkülönítése fizikai, kémiai és biológiai indikátorok segítségével. In: *IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia II. kötet: Környezetvédelem és Környezettechnológia, Környezetbiológia - Természetvédelem, Táj- és Településökológia*. Meridián Alapítvány, Debrecen, 328-334.
- Richter, M., Weiland, U. (Eds.) (2012): *Applied Urban Ecology: A Global Framework*. Chichester, West Sussex, UK, Blackwell Publishing Ltd. 235 pp.
- Rushton, S.P., Hassall, M. (1983) Food and feeding rates of the terrestrial isopod *Armadillidium vulgare* (Latreille) *Oecologia* 57: 415-419.
- Russo, D., Ancillotto, L. (2014) Sensitivity of bats to urbanization: A review. *Mammalian Biology* 80(3): 205–212.
- Santorufu, L., Van Gestel, C.A.M., Rocco, A., Maisto, G. (2012) Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution* 161: 57-63.
- Scheu, S., Falca, M. (2000) The soil food web of two beech forests (*Fagus sylvatica*) of contrasting humus type: stable isotope analysis of a macro- and a mesofauna-dominated community. *Oecologia* 123: 285-296.
- Seress, G., Lipovits, Á., Bókony, V., Czúni, L. (2014) Quantifying the urban gradient: A practical method for broad measurements. *Landscape and Urban Planning* 131: 42–50.
- Stefanovits, P., Filep, Gy., Füleky, Gy. (1999) *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 427-428.
- Tratalos, J., Fuller, R.A., Warren, P.H., Davies, R.G., Gaston, K.J. (2007) Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning* 83: 308–317.
- Tuf, I.H., Tufová, J. (2008) Proposal of ecological classification of centipede, millipede and terrestrial isopod faunas for evaluation of habitat quality in Czech Republic. *Casopis Slezskeho Zemskeho Muzea Opava (A)* 57: 37-44.

- Vilisics, F., Bogyó, D., Sattler, T., Moretti, M. (2012). Occurrence and assemblage composition of millipedes (Myriapoda, Diplopoda) and terrestrial isopods (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) in urban areas of Switzerland. *Zookeys* 176: 199-214.
- Vilisics, F., Hornung, E. (2008) A budapesti szárazföldi ászkarákfauna (Isopoda: Oniscidea) kvalitatív osztályozása. *Állattani Közlemények* 93(2):3–16.
- Vilisics, F., Hornung, E. (2009) Urban areas as hot-spots for introduced and shelters for native isopod species. *Urban Ecosystems* 12: 333–345.
- Wang, H., He, Q., Liu, X., Zhuang, Y., Hong, S. (2012) Global urbanization research from 1991 to 2009: A systematic research review. *Landscape and Urban Planning* 104: 299–309.
- Wang, Y., Naumann, U., Wright, S., Warton, D.I. (2012) mvabund: an R package for model-based analysis of multivariate data. *Methods.Ecology and Evolution*. 3: 471–474. <https://cran.r-project.org/web/packages/mvabund/index.html>.
- Whitford, V., Ennos, A.R., Handley, J.F. (2001) City form and natural process – indicators for the ecological performance on urban areas and their application to Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning* 57: 91–103.

Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani jelen dolgozat elkészítésében nyújtott rengeteg segítségükért és türelmükért Témavezetőimnek. Köszönöm az Állatorvostudományi Egyetem Biológiai Intézetének Ökológiai Tanszékének, hogy rendelkezéseimre bocsátották a terepi- és labormunkákhoz szükséges felszereléseket. Hálásan köszönöm Dr. Korsós Zoltán és Dr. Angyal Dorottya segítségét a Diplopoda fajok határozásában. Köszönet illeti továbbá szüleimet, barátaimat és csoporttársaimat a támogatásért, amit tőlük kaptam. Külön köszönöm Acsai Annának, Győrössy Krisztinának, és Hafenscher Viktóriának, hogy segítségemre voltak a terepi munkálatok során.

FÜGGELÉK

8. ábra: Természetes élőhely



9. ábra: Közepesen zavart élőhely



10. ábra: Erősen zavart élőhely



7. táblázat: A gyűjtött Oniscidea fajok előfordulása a tavaszi és őszi mintavételkor

Azonosító	A.v		P.c		P.h		O.pl		P.po		T.r		P.sc		P.pr		C.c		P.sp		H.r		A.r		H.m	
	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő
1								X	X	X																
2	X	X						X					X								X		X			X
3						X	X	X	X	X																
4	X	X		X											X	X					X	X				
5				X																						
6							X	X	X	X																
7												X														
8							X		X	X																
9	X											X	X													
10	X	X					X	X		X																
11	X																									
12						X																				
13							X			X																
14	X						X		X	X			X				X									
15							X			X			X													
16		X	X		X														X		X					
17	X			X									X						X							
18	X	X			X								X			X				X						
19							X			X																
20	X	X											X	X	X	X										
21	X												X	X												
22	X	X	X	X	X	X																				
23	X	X					X	X	X	X	X											X				

A.v: *Armadillidium vulgare*; P.c: *Porcellium collicola*; P.h: *Platyarthrus hoffmannseggii*; O.pl: *Orthometopon planum*; P.po: *Protracheoniscus politus*;
T.r: *Trachelipus rathkii*; P.sc: *Porcellio scaber*; P.pr: *Porcellionides pruinosus*; C.c: *Cylisticus convexus*; P.sp: *Porcellio spinicornis*;
H.r: *Hyloniscus riparius*; A.r: *Androniscus roseus*; H.m: *Haplophthalmus mengii*; T: tavasz; Ő: ősz

8. táblázat: A gyűjtött Diplopoda fajok előfordulása a tavaszi és őszi mintavételkor

Azonosító	P.l		O.s		O.pi		C.b		L.t		M.u		J.s		C.s		G.h		D.d		M.p		M.b		Bl.sp		Br.sp	
	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő	T	Ő
1			x	x	x	x	x	x	x	x														x				
2					x	x		x									x											
3					x	x	x	x					x							x	x			x				
4	x				x									x					x	x								x
5	x			x	x		x	x	x	x																		
6			x	x		x	x	x	x	x							x	x							x			
7			x		x	x																						
8			x	x	x	x	x	x	x																			x
9					x	x																						
10						x	x	x																				
11	x				x	x	x	x	x	x	x																	
12				x		x		x																	x			
13			x	x	x	x	x	x														x						
14	x	x	x				x	x		x															x			
15						x	x	x		x																		
16		x				x		x																				x
17								x												x								
18	x	x				x	x	x																				
19	x		x	x		x	x	x		x			x															
20						x			x											x								x
21						x																				x		
22							x	x																				
23							x	x	x	x							x											

P.l: *Polyenus lagurus*; **O.s:** *Ommatoiulus sabulosus*; **O.pi:** *Ophiulus pilosus*; **C.b:** *Cylindroiulus boleti*; **L.t:** *Leptoiulus trilineatus*; **M.u:** *Megaphyllum unilineatum*; **J.s:** *Julus scandinavicus*; **C.s:** *Chordeuma sylvestre*; **G.h:** *Glomeris hexasticha*; **D.d:** *Dorypetalum degenerans*; **M.p:** *Megaphyllum projectum*; **M.b:** *Mastigona bosniensis*; **Bl.sp:** *Blaniulidae sp*; **Br.sp:** *Brachydesmus sp*; **T:** tavasz; **Ő:** ősz

Konzulensi ellenjegyzés

Alulírott Dr. Hornung Erzsébet és Tóth Zsolt igazoljuk, hogy Kásler Andrea „Budai erdőfoltok biodiverzitás-megtartó szerepe” című szakdolgozatát ismerjük, azt beadásra és védeésre alkalmasnak tartjuk.

Budapest, 2017.04.28.

.....
Dr. Hornung Erzsébet

.....
Tóth Zsolt

ÁTE, Ökológiai Tanszék

HuVetA

ELHELYEZÉSI MEGÁLLAPODÁS ÉS SZERZŐI JOGI NYILATKOZAT*

Név:

Elérhetőség (e-mail cím):

A feltöltendő mű címe:

.....

A mű megjelenési adatai:

Az átadott fájlok száma:

Jelen megállapodás elfogadásával a szerző, illetve a szerzői jogok tulajdonosa nem kizárólagos jogot biztosít a HuVetA számára, hogy archiválja (a tartalom megváltoztatása nélkül, a megőrzés és a hozzáférhetőség biztosításának érdekében) és másolásvédett PDF formára konvertálja és szolgáltatassa a fenti dokumentumot (beleértve annak kivonatát is).

Beleegyeznek, hogy a HuVetA egynél több (csak a HuVetA adminisztrátorai számára hozzáférhető) másolatot tároljon az Ön által átadott dokumentumból kizárólag biztonsági, visszaállítási és megőrzési célból.

Kijelenti, hogy az átadott dokumentum az Ön műve, és/vagy jogosult biztosítani a megállapodásban foglalt rendelkezéseket arra vonatkozóan. Kijelenti továbbá, hogy a mű eredeti és legjobb tudomása szerint nem sérti vele senki más szerzői jogát. Amennyiben a mű tartalmaz olyan anyagot, melyre nézve nem Ön birtokolja a szerzői jogokat, fel kell tüntetnie, hogy korlátlan engedélyt kapott a szerzői jog tulajdonosától arra, hogy engedélyezhesse a jelen megállapodásban szereplő jogokat, és a harmadik személy által birtokolt anyagrészt mellett egyértelműen fel van tüntetve az eredeti szerző neve a művön belül.

A szerzői jogok tulajdonosa a hozzáférés körét az alábbiakban határozza meg **(egyetlen, a megfelelő négyzetben elhelyezett x jellel)**:

- engedélyezi, hogy a HuVetA-ban-ban tárolt művek korlátlanul hozzáférhetővé váljanak a világhálón,
- azÁllatorvostudományi Egyetem belső hálózatára (IP címekre) korlátozza a feltöltött dokumentum(ok) elérését,
- a Könyvtárban található, dedikált elérést biztosító számítógépre korlátozza a feltöltött dokumentum(ok) elérését,
- csak a dokumentum bibliográfiai adatainak és tartalmi kivonatának feltöltéséhez járul hozzá (korlátlan hozzáféréssel),

Kérjük, **nyilatkozzon a négyzetben elhelyezett jellel a helyben használatról is:**

Engedélyezem a dokumentum(ok) nyomtatott változatának helyben olvasását a könyvtárban.

Amennyiben a feltöltés alapját olyan mű képezi, melyet valamely cég vagy szervezet támogatott illetve szponzorált, kijelenti, hogy jogosult egyetérteni jelen megállapodással a műre vonatkozóan.

A HuVetA üzemeltetői a szerző, illetve a jogokat gyakorló személyek és szervezetek irányában nem vállalnak semmilyen felelősséget annak jogi orvoslására, ha valamely felhasználó a HuVetA-ban engedéllyel elhelyezett anyaggal törvénysértő módon visszaélne.

Budapest, 2017.04.28.

aláírás
szerző/a szerzői jog tulajdonosa

*A **HuVetAMagyar Állatorvos-tudományi Archívum – HungarianVeterinaryArchive** az Állatorvostudományi Egyetem Hutýra Ferenc Könyvtár, Levéltár és Múzeum által működtetett egyetemi és szakterületi online adattár, melynek célja, hogy a magyar állatorvos-tudomány és -történet dokumentumait, tudásvagyonát elektronikus formában összegyűjtse, rendszerezze, megőrizze, kereshetővé és hozzáférhetővé tegye, szolgáltatassa, a hatályos jogi szabályozások figyelembe vételével.*

A HuVetA a korszerű informatikai lehetőségek felhasználásával biztosítja a könnyű, (internetes keresőgépekkel is működő) kereshetőséget és lehetőség szerint a teljes szöveg azonnali elérését. Célja ezek révén

- *a magyar állatorvos-tudomány hazai és nemzetközi ismertségének növelése;*
- *a magyar állatorvosok publikációira történő hivatkozások számának, és ezen keresztül a hazai állatorvosi folyóiratok impakt faktorának növelése;*
- *az Állatorvostudományi Egyetem és az együttműködő partnerek tudásvagyonának koncentrált megjelenítése révén az intézmények és a hazai állatorvos-tudomány tekintélyének és versenyképességének növelése;*
- *a szakmai kapcsolatok és együttműködés elősegítése,*
- *a nyílt hozzáférés támogatása.*