

XXXI. OTDK Biológia Szekció



Különböző léptékű táji
környezet hatása
méhközösségekre erdélyi
szántókon és gyepeken

Mózes Edina
Biológus MSc II. évfolyam
Eötvös Loránd Tudományegyetem
2012

Témavezető: dr. Kovács Anikó
MTA ÖK Ökológiai és Botanikai Intézet

Tartalomjegyzék

Összefoglaló	2
Bevezetés és célkitűzés	3
Módszer	7
Kutatási terület	7
Botanikai felmérés.....	8
Mintavételezési módszer	8
Statisztikai elemzés	10
Eredmények.....	11
Növény fajsza és virágsza	11
Méhek faj- és egyedsza	13
Méhek fajösszetétele	15
Mintavételi módszerek összehasonlítása.....	16
Diskusszió.....	16
Köszönetnyilvánítás	20
Irodalomjegyzék.....	20
Angol nyelvű összefoglaló	26
Függelék 1	27
Függelék 2	30
Nyilatkozat	31

Összefoglaló

A rovarbeporzás, mint szabályozó ökoszisztéma szolgáltatás, kulcsfontosságú a legtöbb zárvatermő növény szaporodásában és a mezőgazdasági termelésben. Napjainkban az egyre erősödő agrárintenzifikáció helyi és táji léptékben alakítja át az egykor természetes élőhelyeket, ezzel csökkentve az élővilág sokféleségét. Ez a folyamat homogénné és sérülékennyé teheti a méhközösségeket is, mely a virágbeporzás hatékonyságának csökkenéséhez vezethet. Kutatásunkban Erdélyben a topográfiai viszonyok, a táji heterogenitás, a mezőgazdasági művelés, a fás borítottság és a virágzó növények méhközösségekre gyakorolt hatását vizsgáltuk szántókon és gyepeken. A mintavételhez sárga tálcsapdákat használtunk május, június és július hónapokban; a megfogott méheket fajszinten meghatároztuk. Mindhárom hónapban botanikai felmérést végeztünk. Munkánk célja volt továbbá a méhek mintavételezésére leginkább ajánlott tálcsapdázás és az ún. transzekmenti egyeléses mintavétel módszertani összehasonlítása a fogott faj- és egyedszámok tekintetében. A tálcsapdákkal fogott méhek teljes faj- és egyedszámát, valamint a poszméhek és egyéb vadméhek faj- és egyedszámát általános lineáris kevert modellekkel elemeztük a táji paraméterek, a művelési ág, a virágzó növényfajok és a mintavételi hónap függvényében. A topográfiai viszonyok, a kisebb léptékű táji heterogenitás és fás borítottság nem volt szignifikáns hatással a pollinátor csoportok faj- és egyedszámára. A vadméhek faj- és egyedszáma júniusban és júliusban magasabb volt, mint májusban. A legtöbb poszméhet júniusban fogtuk. A környezeti tényezők fajkompozícióra gyakorolt hatásának tesztelése során megállapítottuk, hogy a fajösszetételt jelentősen befolyásolták a topográfiai paraméterek és a mezőgazdasági művelés típusa. Csapdáink több vadméhfajt és egyedet fogtak a virágzó növényfajokban szegényebb szántókon, mint gyepeken. A virágzó növények fajszáma negatív hatással volt a méhek faj- és egyedszámára. A tálcsapdás mintavételi módszert összehasonlítva a transzekmenti egyeléses mintavétellel, a két módszer ellentétes eredményeket mutatott a méhek egyedszámát tekintve: a virágokban gazdagabb kultúrákban a tálcsapdák következetesen kevesebb méhegyedet fogtak. Kimutattuk, hogy eltérő növényzeti diverzitású területek pollinátor közösségeinek faj- és egyedszámának összehasonlítása esetén a tálcsapdás módszer téves eredményekhez vezethet, faj- és egyedszámok összehasonlítására kevésbé megbízható, mint a transzekmenti mintavétel.

Bevezetés és célkitűzés

Az emberiség a természetes ökoszisztémák részeként mindig is a természet adta nyersanyagoktól és energiaforrásoktól függött. Ez napjainkban sincs másképp, sőt, a népesség rohamos növekedésével a víz- és élelmiszerellátás, a szükséges energia előállítása egyre több akadályba ütközik és egyre inkább a természetes források kimerítéséhez, az élőhelyek és az élővilág pusztulásához vezet. Az ezredforduló környékén született meg az ökoszisztéma szolgáltatás fogalma, mely az emberiség természettől kapott javait és szolgáltatásait foglalja magába, melyek megőrzése egyre több természetvédelmi, gazdasági és politikai intézkedést követel meg (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Ezek a szolgáltatások négy fő típusba sorolhatók. A fenntartó szolgáltatások az emberi életet alapvetően meghatározzák, mint a primer produkció, az ásványi anyagok körforgása, vagy a talajképződés. Az ellátó szolgáltatások nyújtják számunkra többek között az élelmiszereket, a vizet, a faanyagot az építkezéshez, alapanyagokat a gyógyszerek elkészítéséhez. Az egyik legfontosabb típus a szabályozó szolgáltatás, mely magába foglalja a víz- és levegőtisztítást, a klímaszabályozást, a növények beporzását, tehát a természet egyensúlyának fenntartásához szükséges folyamatokat. Végül beszélhetünk ún. kulturális szolgáltatásokról is, a természetben eltöltött rekreációs tevékenységeket, az ökoturizmust és a biológiai kutatásokat is ide sorolva (Kremen & Ostfeld 2005; Millennium Ecosystem Assessment 2005; Báldi 2011).

A természet adta javak és az emberi jólét vizsgálatának összekapcsolása az ökológiai közgazdaságtan által lehetővé teszi az ökoszisztéma szolgáltatások értékének pénzületi meghatározását (Kovács *et al.* 2011). Ezáltal a természeti értékek, számszerűsítve, bekerülhetnek a társadalom, a gazdaság és a politika rendszerébe, könnyebben lehet velük számolni, tervezni. Az efféle becslések olyan adatokat jelentenek, melyek sokszor segítségére vannak a természetvédelemnek, rámutatnak az élőhelyek vagy egyes élőlénycsoportok fontosságára, életre hívnak konzervációbiológiai programokat. Az egyik legfontosabb szabályozó ökoszisztéma szolgáltatás, a növények rovarok általi beporzása, vagy pollináció kiemelkedő szerepét is alátámasztja, hogy gazdasági értéke világméretben 153 milliárd Euróban mérhető. Egy 2005-ös felmérés szerint ez az érték az élelmezési célú mezőgazdasági termelés majdnem tíz százalékát tette ki (Gallai *et al.* 2005). E szolgáltatás fontosságát jelzi továbbá, hogy a virágos növények 87,5%-nak megporzása közvetlenül függ pollen- és/ vagy nektárfogyasztó állatok általi beporzástól (Ollerton *et al.* 2011), valamint a legfontosabb emberi fogyasztás céljából termesztett növények több mint 100 faja esetében szükség van

pollinátorok, legfőképp méhek általi beporzásra (Klein *et al.* 2007). Bár a növényeknél gyakoriak az aszexuális szaporodási módok, hosszútávon ezek mégsem helyettesítik a pollinátorok szolgálatát a virágzás során, ugyanis ez biztosítja a gének megfelelő keveredését és csökkenti a beltenyésztes esélyét (Kearns *et al.* 1998). További kutatások eredményei rámutattak, hogy a világszerte legfontosabbnak bizonyult élelmiszercikkek előállításához szükséges haszonnövények több mint kétharmada esetén a pollinátor rovarok növelték a növényi produkció mértékét (Klein *et al.* 2007).

A rovarbeporzás előzőekben bemutatott számszerűsített értékelése csak egy meglehetősen egyoldalú megközelítést láttat velünk, mely az ember általi hasznosítási lehetőségek szempontjából értékeli ezt az ökoszisztéma szolgáltatást. A pollinátorok diverzitásának csökkenése azonban minden velük kapcsolatban álló növényi fajra jelentős hatással van, a vadnövények közösségeiben populációméret csökkenéshez, akár fajok eltűnéséhez vezethet (Kremen *et al.* 2002; Memmott *et al.* 2004; Biesmeijer *et al.* 2006; Hoehn *et al.* 2008), így a magasabb trofikus szintek, melyek a primer produkcióra épülnek, szintén veszélybe kerülhetnek (Biesmeijer *et al.* 2006; Fontaine *et al.* 2006). Ezért a beporzó rovarok szerepének pontos megértéséhez több skálájú, és a lehető legtöbb összefüggést, kapcsolatot figyelembe vevő ökológiai kutatásokra van szükség (Steffan-Dewenter *et al.* 2002; Potts *et al.* 2010).

A pollinátorok legfontosabb csoportját a méhek (Hymenoptera: Apidae) alkotják; közülük a leggyakrabban vizsgált taxonok a poszméhek és a házi méh (*Apis mellifera*, L. 1758). A házi méh mezőgazdasági termelési szempontból nagy jelentőséggel bír, gazdasági értéke 5-14 milliárd dollár évente az Amerikai Egyesült Államokban (Kremen *et al.* 2002). De a házi méhek mellett a vadméhek is elengedhetetlen szerepűek a pollinátor közösségek funkcionális diverzitásának fenntartásában. A diverz pollinátor közösségek jelenlétére a növényfajokban gazdag természetes vegetáció és a biztonságos, stabil és hatékony növénytermesztés biztosításához egyaránt szükség van (Potts *et al.* 2003; Potts *et al.* 2004; Kremen *et al.* 2007; Murray *et al.* 2009).

Sajnos ennek az ellenkezőjét tapasztaljuk a globális méreteket öltő biodiverzitás csökkenés miatt, mely a pollinátorok közösségeit is komoly veszélybe sodorta minden kontinensen (Kearns *et al.* 1998). A hirtelen népességnövekedéssel járó élelmiszerszükséglet olyan intenzív mezőgazdasági termelést igényel, ami a természetes környezet átalakításával, nagy területeken monokultúrák létrehozásával és kemikáliák túlzott használatával jár együtt (Tilman *et al.* 2002). A méhek diverzitáscsökkenéséért nagy részben a lokális és táji léptékű

agrárintenzifikáció tehető felelőssé, mely főként a természetes élőhelyek megszüntetésével és a fennmaradó élőhelyek nagyarányú fragmentációjával, valamint a mezőgazdasági területek intenzív művelésével okoz problémákat (Tilman *et al.* 2001; Tschardtke *et al.* 2005). A táji homogenizáció, a szántóföldek növekvő aránya az agrárterületek vadnövény vegetációját és pollinátor közösségeit egyaránt negatívan befolyásolhatja (Kremen *et al.*, 2004; Steffan-Dewenter & Westphal 2008). A különböző léptékekben mért nagyobb élőhelyi komplexitás több potenciális élő- és fészkelőhelyet, valamint több táplálékot, gazdagabb virágzó vegetációt biztosíthat a méhek számára, magasabb faj- és egyedszámot, valamint gazdagabb fajösszetételt eredményezve (Westrich 1996; Murray *et al.* 2009). Egy agrártáj esetében ez a művelt és nem művelt területek megfelelő arányával, változatos kultúrák kialakításával és mozaikos térbeli eloszlásával érhető el leginkább (Steffan-Dewenter & Tschardtke 1999; Murray *et al.* 2009). A kisebb térléptékben mért, azaz a művelt területek közvetlen környezetének heterogenitása hasonlóan hathat a pollinátorok változatosságára, mivel a heterogénebb területek nagyobb arányú niche szegregációt, diverzebb fajösszetételű pollinátor közösségek jelenlétét teszik lehetővé (Le Feon *et al.* 2010).

A még kevésbé intenzív mezőgazdasági művelésnek köszönhetően Európa keleti országaiban gazdagabb élővilág, így változatosabb növény- és pollinátor közösségek tudtak fennmaradni, mint Nyugat-Európában (Batáry *et al.* 2010). Kutatásunkat az erdélyi Szászföldön végeztük, a virágos növények és méhközösségek összetételét vizsgálva regionális és szűkebb tájleptékben is eltérő heterogenitású és eltérő fás borítottságú gyepi és szántóföldi kultúrákon. Célunk az volt, hogy mind a vegetáció, mind a méhek esetében megtaláljuk azokat a térbeli léptékeket, melyek faj- és egyedszámuk alakulását a leginkább meghatározzák. Továbbá kutatásunkban arra is figyelmet fordítottunk, hogy a méhek közösségi összetételét milyen léptékű környezeti tényezők, milyen mértékben képesek befolyásolni. Vizsgáltuk továbbá, hogy a virágos növények fajszáma és a virágok száma, milyen befolyással van a méhközösségekre, valamint hogy ezen közösségek miként változnak az idő előrehaladtával, a vegetációs periódus során jelentős eltéréseket feltételezve.

A méhek faj- és egyedszámának, a közösségek fajösszetételének vizsgálatához elengedhetetlen a megfelelő mintavételi módszer alkalmazása, melyről azonban mindeddig egymásnak részben ellentmondó tanulmányok láttak napvilágot. Az eddigi vizsgálatok alapján az úgynevezett tálcspadás mintavétel, valamint a transzektmenti egyeléses mintavétel a két legelterjedtebb és legjobbnak bizonyult módszer (Wilson *et al.* 2007; Westphal *et al.* 2008). A tálcspadás módszer sok előnnyel rendelkezik, például költséghatékony, kihelyezése

és a csapdák ürítése gyors, és akár egy heti folyamatos időintervallumban lehet a mintavételezést végezni, ami az egyeléshez képest potenciálisan nagyobb minta és magasabb fajszám reprezentálására alkalmas, széles területi lefedettséggel (Westphal *et al.* 2008). Kiemelkedő a módszernek az a tulajdonsága, hogy használatakor szinte teljesen kizárható a gyűjtést végző személy befolyása a mintavételre (Westphal *et al.* 2008). Egyes kutatási eredmények szerint azonban a tálcscapdák a transzsektmenti egyeléssel szemben alulreprezentálták a méhek fajszámát és abundanciáját (Cane *et al.* 2000; Roulston *et al.* 2007), habár ezekben a vizsgálatokban a csapdákat a földön helyezték el, mely erősen torzíthatta a mintavételt (Toler *et al.* 2005). Toler és munkatársai (2005) kimutatták, hogy a csapdák megfelelő magasságban való elhelyezése nagyon fontos szempont a sikeres mintavételezésben, mivel a legtöbb méh ott fogható el, ahol táplálkozik, tehát a virágok/virágzatok magasságában. Eredményeik alapján, továbbá, a csapdák színe befolyásolhatja a megfogott minták által reprezentált méhközösségek taxonómiai összetettségét: a leggyakrabban használt három különböző színre (sárga, kék, fehér) festett csapdák hasonló számú fajt fogtak, mindhárom csapda méhfajai a teljes fajszám kétharmadát tették ki, a csapdák hasonlósága (Sorensen-index) 0,7 volt, míg a nagy egyedszámmal jelen levő fajok esetében 0,93. Ezért egy adott színű, például sárga csapda használata is megfelelő, míg többféle színű csapdára akkor van szükség, ha a ritka, egy-egy növényfajt preferáló méhfajokat is mintavételezni akarjuk.

Beporzást végző rovarok mintavételezésével járó vizsgálatok során egyes esetekben viszont azt tapasztalták, hogy a mintavételt nagyban befolyásolhatja a terület vegetációja, főként a virágok mennyisége (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011). Ezen kutatásokban a méhek fajszáma fordítottan volt arányos a virágzó növények fajszámával (Cane *et al.* 2000; Roulston *et al.* 2007; Wilson *et al.* 2008). Ezen eredmények alapján a tálcscapdák hatékonysága csökkenhet, ha a területen nagy mennyiségben vannak jelen virágzó növények, mivel a csapdák kompetícióba kerülnek a virágokkal. Ellenkező esetben, kevesebb virágzó növény mellett a csapdák „szupervirágként” viselkedhetnek, tehát jelentősen több pollinátort foghatnak, torzítva a reprezentatív mintavételt a területre jellemző méhfaj- és egyedszámokra nézve (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011).

Vizsgálatunkban mindezen kutatási eredmények alapján a sárga tálcscapdákat és a transzsektmenti egyeléses mintavételt egyaránt alkalmaztunk a méhközösségek mintavételezésére, mely lehetővé tette a két módszer közvetlen összehasonlítását, és a mintavételezett területen lévő vegetáció, mezőgazdasági kultúra, és így a virágok

menyiségének hatásának tesztelését a sárga tálcspadák által fogott méhek faj- és egyedszáma. A módszertani összevetés mellett dolgozatomban a tálcspadás mintavételek eredményeit foglalom össze, a transzsektmenti egyelével végzett mintavételek eredményeit egy másik dolgozat közli.

Módszer

Kutatási terület

Kutatási területünk Erdélyben, a Szászöldön található Segesvár vonzáskörzetében levő 19 faluban került kijelölésre. Ez a régió megfelelően változatos területeket nyújtott kisebb és nagyobb térbeli skálán is, továbbá mezőgazdasági művelés alatt álló és természetesebb élőhelyekben is még gazdag, változatos környezetet biztosított vizsgálatunkhoz (1. ábra). A falvak kijelölését elsősorban azok topográfiai helyzete, összetettsége határozta meg, mely szerint alacsony (8 falu) és magas (11 falu) topográfiai komplexitású kategóriákat különböztettünk meg. Magas topográfiai komplexitásúnak számított egy falu, ha vonzáskörzetében sok erdő, meredek domb és kevés művelt terület fordult elő, alacsony komplexitásúnak pedig az, mely egyenletesebb felszínű volt, kevesebb erdővel és több művelt területtel. Falvanként átlagosan 4 területen (2 szántón és 2 gyepen) mintavételeztünk, melyeket kisebb táji léptékű heterogenitásuk és fás borítottságuk alapján két mérőszámmal jellemeztünk. A heterogenitás érték alapjául a terület körüli egy hektárnyi területű kör műholdas felvételén mért felszíni eltérések értékei szolgáltak (alacsony, közepes, magas heterogenitás). A fás borítottság arányát szintén az egy hektárnyi területű kör alapján mértük, 0-5%, 5-15% és 15-50%-os borítottsági értékekkel. A nagyobb művelési ágakon belül részletesebb osztályozást is végeztünk, melyre a kultúrák eltérő jellege, állapota, vagy gyakran az eltérő haszonnövények alkalmazása miatt volt szükség. Így a következő nyolc kategóriát hoztuk létre: cserjés legelő, gabona (árpa és búza), kaszálórét, kukorica, legelő, lucerna, parlag, tarló (lekaszált, illetve learatott területek).



1. ábra Mintavételi terület (Prod, Erdély, Románia)

Botanikai felmérés

A mintavételt három alkalommal (májusban, júniusban és júliusban) végeztük, 2012-ben, ami egybeesett a főbb virágzási vegetációs időszakokkal. Területenként két 100 méteres transzekt mentén 10-10, 1x1 méteres kvadrátban feljegyeztük a virágzó növényfajokat és a fajonkénti virágok számát, mely utóbbiból kiszámoltunk az egy négyzetméterre jutó virágok számát (a továbbiakban átlagos virágszám).

Mintavételezési módszer

A pollinátorok mintavételezéséhez sárga színű tálcspadákat és transzektmenti egyeléses mintavételt használtunk. A tálcspada egy 15 cm átmérőjű virágkaspó volt, melyet vízzel töltöttünk meg és egy méter magas karó tetején rögzítettünk (Duelli *et al.* 1999; 2. ábra). Pár csepp detergens (illatmentes mosogatószer) hozzáadásával csökkentettük a víz felületi feszültségét, növelve ezzel a csapda fogási hatékonyságát. A csapdáknál semmilyen íz- vagy illatanyagot nem használtunk, rovarokra kifejtett attraktivitásuk csupán színüknek köszönhető. Területenként két csapdát helyeztünk ki, egymástól minimum 50 méteres távolságban, déli irányú tájolással, és a kihelyezést követően 7 nap múlva ürítettük, havonta egy alkalommal. Az állatok begyűjtésekor a mintákat alkoholban tároltuk, majd egy előzetes

válogatás után a méhek faji szinten kerültek meghatározásra. A kihelyezett csapdákból több (főként a legelő állatok által) megrongálódott vagy eltűnt. Májusban 107, júniusban 97, júliusban pedig 108 került meg az alkalmanként körülbelül 150 kihelyezett csapdából. A statisztikai elemzésekben csak azokkal a területekkel számoltunk, melyeken a három hónap alatt összesen hat kihelyezett csapdából legalább három épen maradt.



2. ábra Tálcsapda

A transzektmenti egyeléses mintavétel során területenként két, száz méter hosszú transzekt mentén haladva, maximum 20 percen, rovarháló segítségével fogtuk meg a jobbra és balra is egy méteres távolságban repülő, vagy viráglátogató méheket (3. ábra). Ezen minták feldolgozása, és az egyedek határozása még folyamatban van, így csak a méhek egyedszámára vonatkozó adatokat használtuk fel a módszertani összevetéshez.



3. ábra Transzsektmenti egyelés hálójával

Statisztikai elemzés

A vegetációs adatok és a méhközösségek adatainak elemzéséhez általános lineáris kevert modelleket alkalmaztunk. A virágzó növényfajok számát, az átlagos virágszámot, valamint a tálcspadákkal fogott poszméhek és egyéb vadméhek (innenről vadméhek) faj- és egyedszámát a magyarázó változók három csoportjának függvényében teszteltük: modell1: topográfiai összetettség, a művelés típusa (szántó vagy legelő), táji heterogenitás és fás borítottság; modell2: mezőgazdasági kultúra a fentebb említett 8 kategóriával; modell3: mintavétel ideje (periódus). A méhekre alkalmazott további két modellben: modell4: virágzó növények fajsza; modell5: átlagos virágszám. További három modellel egyes magyarázó változók lehetséges interakcióját is teszteltük. Az első modellben a topográfia, a mezőgazdasági kezelés és a lokális heterogenitás interakcióját, a második modellben a topográfia, a lokális heterogenitás és a növény fajsza, a harmadikban pedig a topográfia, a lokális heterogenitás és az átlagos virágszám interakcióját vizsgáltuk. A nem szignifikáns interakciókat a modellből lépésenként eltávolítottuk.

A különböző periódusok és kultúrák közti különbségeket TukeyHSD post-hoc tesztrel vizsgáltuk. A modellreziduálisok nem normális eloszlása miatt a négyzetméterenkénti virágszám és a poszméhek faj- és egyedszáma esetében logaritmus transzformációra volt szükség. A modellekben random változóként szerepeltek: a mintavételezési időszak (kivéve az időbeli eltérések modellezésénél) és a területekhez tartozó falu, valamint a méhek esetében a terület, melyre a két csapda volt kihelyezve. Ezen változókkal kontrolláltunk az azonos

transzektben, területen, ill. falu határában kihelyezett csapdák közti teljes térbeli függetlenség hiányára.

Parciális redundancia analízis (RDA) segítségével teszteltük, hogy bizonyos környezeti változók, így a topográfia, a lokális táji heterogenitás és a mezőgazdasági művelési ág milyen mértékben befolyásolták a méhközösségek fajösszetételét. Három modellt alkalmaztunk, melyekben a három említett változóból egyet-egyet kiemelve a többi két változó figyelembevételével vizsgáltuk a hatást a fajösszetételre. A fajok abundancia adataiból álló mátrixokat mindhárom hónap esetében Hellinger transzformációval alakítottuk át, így elvégezhetjük a redundancia analízist a mátrixban lévő relatíve sok 1 érték ellenére is (Legendre & Gallagher 2001). A változóknak a modellre kifejtett hatását Monte Carlo szimulációval teszteltük, az elemzést az R statisztikai szoftver *vegan* csomagjával végeztük (Oksanen *et al.* 2008).

A módszertani összehasonlítás során a tálcapdázással fogott méhek egyedszámát az ugyanezen területeken végzett transzektmenti mintavételezéssel fogott méhek egyedszámával hasonlítottuk össze. A modellben a mintavételi módszer és a mezőgazdasági kultúra interakcióját vizsgáltuk, a területet, mint random változót vettük be a modellbe.

Az adatok elemzését R statisztikai szoftverrel végeztük (R version 2.15.1.) (R Development Core Team 2012) *nlme* és *gplots* csomagokkal (Pinheiro *et al.* 2012; Warnes *et al.* 2012).

Eredmények

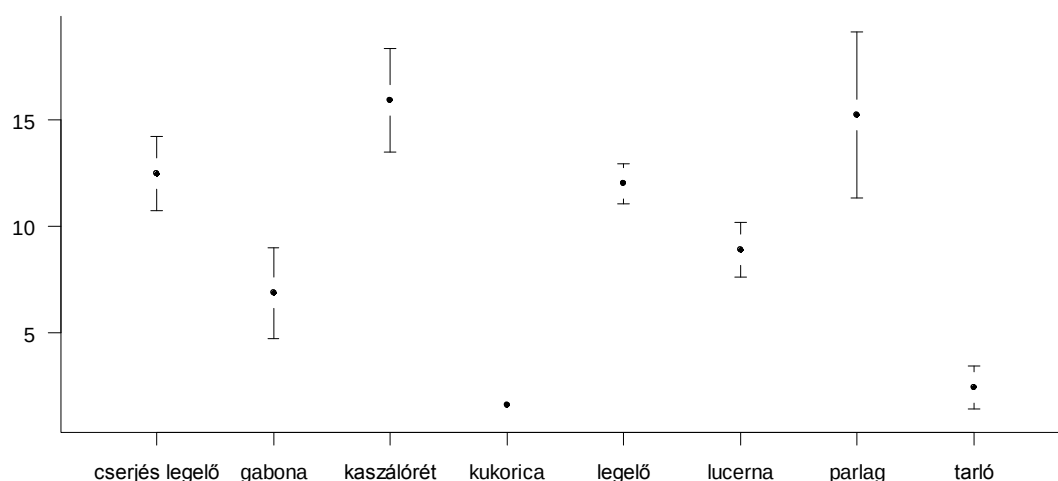
Növény fajsza és virágsza

A virágos növények fajszaára és az átlagos virágsza a mezőgazdasági művelési ág és a kultúra típusa szignifikáns hatással volt, valamint a fás borítás mértéke pozitívan befolyásolta a virágzó növények száát és a virágok átlagos száát. A topográfiai komplexitás nem, a lokális heterogenitás csak a növény fajszaára gyakorolt szignifikánsan negatív hatást (1. táblázat).

1. táblázat A topográfiai komplexitás, lokális táji heterogenitás, az alkalmazott mezőgazdasági művelés (szántó vagy legelő), kultúra (cserjés legelő, gabona, kaszálórét, kukorica, legelő, lucerna, parlag, tarló) és a fás borítottság hatása a virágzó fajok számára és a virágok átlagos számára, általános lineáris kevert modellek eredményei alapján. A szignifikáns értékeket a félkövér betűtípus jelzi.

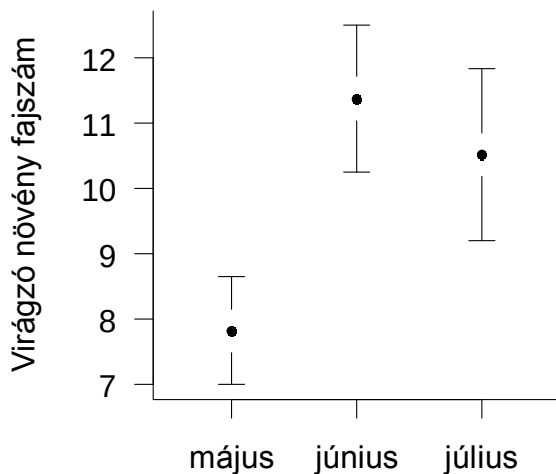
Vegetáció	Modell 1									Modell 2					
	Topográfia			Heterogenitás			Művelés			Fás borítás			Kultúra		
	df	F	p	df	F	p	df	F	p	df	F	p	df	F	p
Növény fajszám	52	3,14	0,082	359	4,17	0,041	359	77,69	<0,001	359	17,29	<0,001	355	53,55	<0,001
Virágszám/m ²	52	2,42	0,125	359	1,27	0,259	359	57,62	<0,001	359	5,19	0,023	355	47,4	<0,001

A virágzó fajok száma és a virágok átlagos száma minden esetben a szántókon volt alacsonyabb a legelőkhöz képest (1. táblázat). Számuk magasabb volt a cserjés legelőn, a többi legelőn, a kaszálóréteken és a parlagon, mint a gabonán, lucernán, kukoricán, valamint a tarlón (4. ábra).



4. ábra Virágzó növények fajszáma az egyes mezőgazdasági kultúrák szerint átlagok és konfidencia intervallumok ábrázolásával.

A három mintavételezési időszaknál a növények fajszáma és a virágszám között is szignifikáns eltérés mutatkozott (5. ábra). Mindkét esetben magasabb értékek jelentkeztek júniusban és júliusban, mint májusban (TukeyHSD teszt: növények fajszáma és átlagos virágszám esetében is május és június között: $p < 0,001$; május és július között: $p = 0,004$).



5. ábra Virágzó növények fajszáma az egyes hónapok szerint átlaggal és konfidencia intervallummal ábrázolva.

Méhek faj- és egyedszáma

A tálcspadákkal összesen 2557 egyedet fogtunk: 119 poszméh, 2306 egyéb vadméh, 132 háziméh. A méhek teljes fajszám értéke 110 volt: 7 poszméh, 102 egyéb vadméh, háziméh (Függelék 1; Függelék 2). Ezen eloszlás alapján a továbbiakban poszméhekre és a vadméhekre, mint a két legmeghatározóbb csoportra vonatkozó eredményeket mutatjuk be.

A táji paraméterek nem mutattak szignifikáns összefüggést a vadméhek és poszméhek jelenlétével. A mezőgazdasági művelési ág a poszméhek nem, viszont a többi vadméh faj- és egyedszám értékeit erősen befolyásolta: szántókon ezen faj- és egyedszám értékek magasabbak voltak a gyepkezekhez képest (2. táblázat).

A mezőgazdasági kultúra típusa meghatározó volt a poszméhek faj- és egyedszámára (2. táblázat). A poszméhek nagyobb faj- és egyedszámmal voltak képviselve a gabonátáblákban, és a parlagokon, a többi kategóriában viszonylag hasonló eloszlást mutattak. A többi vadméh esetében a gabona- és kukoricatáblákban, valamint a tarlókon voltak magasabbak az értékek, míg a kaszálóréteken, legelőkön alacsonyabbak (9. ábra).

A virágzó növények fajszáma szignifikánsan negatívan hatott a vadméhek faj- és egyedszámára (2. táblázat).

A mintavételi periódusok közötti eltérések a vadméhek faj- és egyedszámai esetén voltak szignifikánsak, az értékek mindegyik esetben május-július irányú növekedést mutattak (TukeyHSD teszt: fajszám értékek szerint május-június, május-július esetében $p < 0,001$ és június-július esetében $p = 0,001$; egyedszám értékek szerint május-június és május-július esetében $p < 0,001$; június-július esetében $p = 0,036$). A poszméhek előfordulásában szignifikáns különbség csak az abundancia május és június közötti értékében volt (júniusban magasabb egyedszám, $p = 0,044$) (2. táblázat).

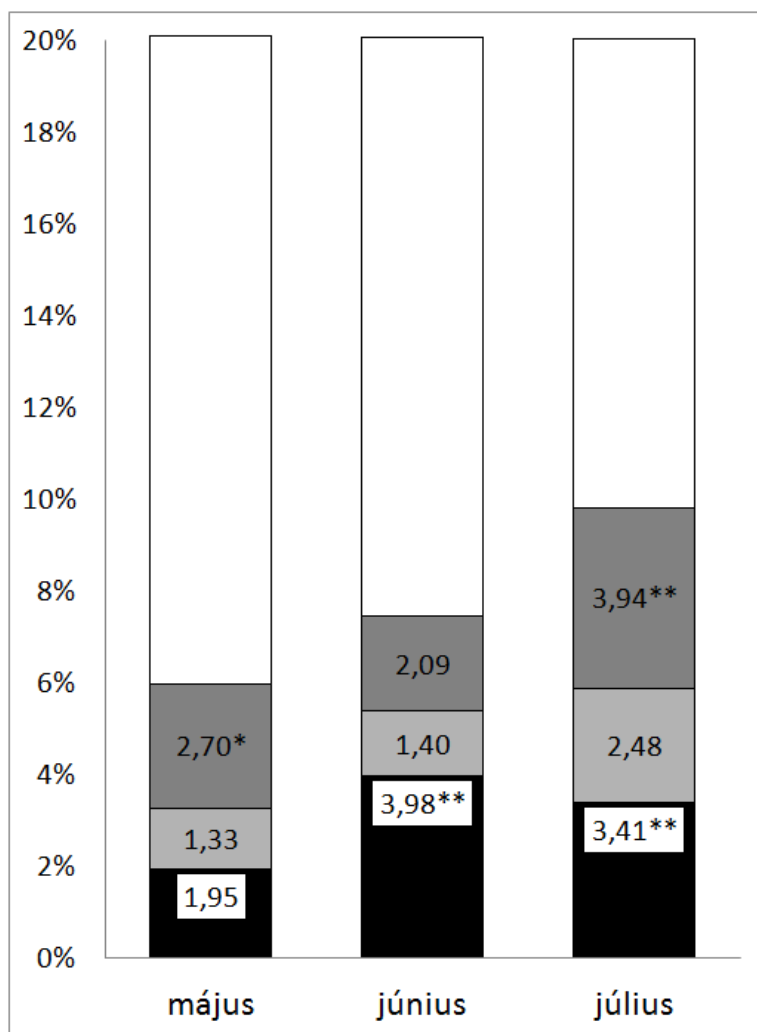
2. táblázat A topográfiai komplexitás, az alkalmazott mezőgazdasági kultúra (szántó vagy legelő) és annak nagyobb kategóriái, a lokális táji heterogenitás, a fás borítottság, a virágzó növények fajszámának és a mintavételezés idejének hatása a poszméhek, valamint az egyéb vadméhek faj- és egyedszámára általános lineáris kevert modellek alapján. A szignifikáns értékeket félkövér betűtípus jelzi.

	Vadméh						Poszméh					
	Fajszám			Egyedszám			Fajszám			Egyedszám		
	df	F	p	df	F	p	df	F	p	df	F	p
<i>Modell 1</i>												
Topográfia	52	1,31	0,256	52	0,80	0,373	52	2,31	0,133	52	2,77	0,101
Heterogenitás	98	0,17	0,675	98	0,49	0,485	98	3,06	0,083	98	2,92	0,090
Művelés	98	12,89	<0,001	98	6,49	0,012	98	2,68	0,104	98	2,64	0,107
Fás borítás	98	<0,01	0,956	98	0,01	0,911	98	0,12	0,723	98	0,09	0,764
<i>Modell 2</i>												
Kultúra	94	2,09	0,051	94	1,83	0,089	94	2,86	0,009	94	2,35	0,029
<i>Modell 3</i>												
Mintavétel ideje	236	32,03	<0,001	236	27,73	<0,001	236	1,90	0,151	236	2,40	0,092
<i>Modell 4</i>												
Növény fajszám	100	5,19	0,024	100	4,71	0,032	100	0,45	0,502	100	1,63	0,203
<i>Modell 5</i>												
Virágszám	100	3,19	0,077	100	2,20	0,141	100	0,12	0,720	100	0,05	0,808

A poszméhek egyedszáma esetén a topográfia és a táji heterogenitás ($df=97$; $F= 6,00$; $p=0,016$), valamint a mezőgazdasági kezelés és a táji heterogenitás között szignifikáns interakciót találtunk ($df=97$; $F=4,94$ $p=0,028$).

Méhek fajösszetétele

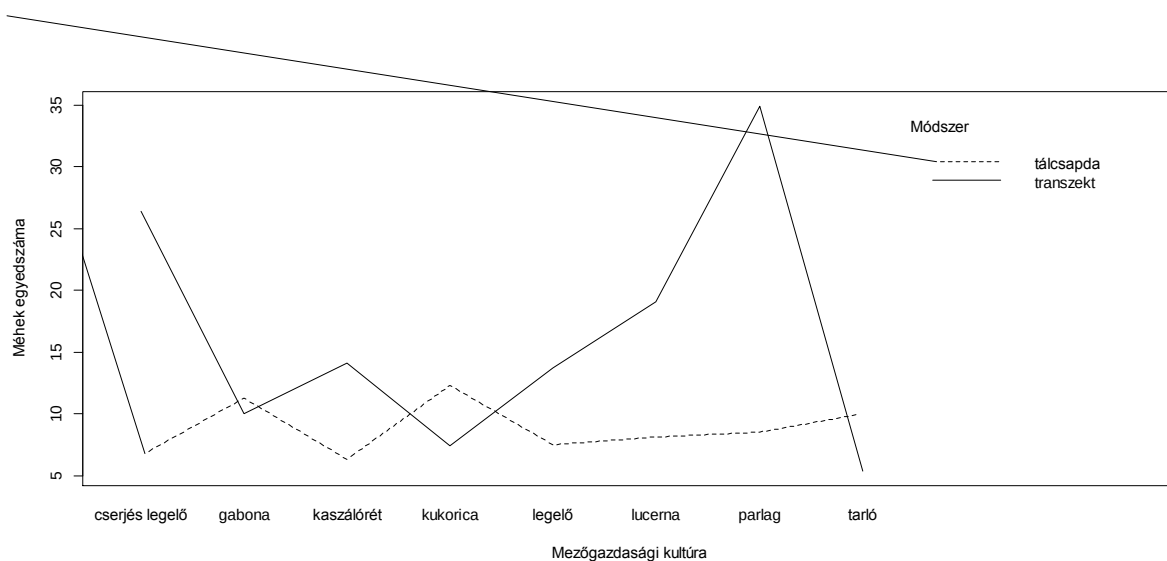
A fajösszetételre májusban a mezőgazdasági művelési ág volt szignifikáns hatással, mely 2,7%-ban magyarázta a fajkompozíciót. Júniusban a topográfiai komplexitás (3,98%-ban), júliusban a topográfiai komplexitás (3,41%-ban) és a művelési ág (3,94%-ban) befolyásolta szignifikánsan a méhközösségek fajösszetételét (6. ábra).



6. ábra Redundancia analízis eredményei. A méhek fajösszetételét meghatározó környezeti tényezők (fekete = topográfiai komplexitás, világos szürke = lokális táji heterogenitás, sötét szürke = mezőgazdasági művelési ág, fehér = egyéb változók) százalékos értékei, melyek az egyes tényezők hatásának részesedését mutatják a fajösszetételt kialakító tényezők varianciájának 100%-ából. Az egyes változók szignifikáns hatását Monte-Carlo szimulációval teszteltük (*P < 0,05; **P < 0,01; ***P < 0,001).

Mintavételi módszerek összehasonlítása

A transzsektmenti mintavételezés és a tálcspadák által fogott méhek egyedszám adatait összevetve a mintavételi módszer és a mezőgazdasági művelési ág ($df=131$; $F=6,02$; $p=0,015$), valamint a módszer és a kultúra ($df=125$; $F=6,98$; $p<0,001$) között szignifikáns interakciót találtunk. A csapdák és a transzsekt menti mintavételek ellentétes eredményeket mutattak a méhek egyedszámában: a szántókon, és virágokban szegény kultúrákban a csapdák következetesen több egyedet, a gyepeken, és a virágokban gazdag kultúrákban kevesebb egyedet fogtak, mint a transzsektmenti mintavétellel (7. ábra).



7. ábra Transzsektmenti egyeléses és tálcspadás mintavételi módszerek által fogott méhek egyedszáma a különböző mezőgazdasági kultúrákban.

Diszkusszió

A virágok beporzását végző pollinátorok veszélyeztetettsége és az általuk végzett ökoszisztéma szolgáltatások megfelelő működésének biztosítása megköveteli a méhekre gyakorolt környezeti hatások minél szélesebb körű ismeretét. Sok esetben a méhek diverzitásának csökkenéséért az ember által okozott agrárintenzifikáció, az élőhelyek homogenizálódása és fragmentálódása tehető felelőssé, de ezen hatások mértéke, egymásra épülése még nem teljesen ismert (Kleijn *et al.* 2006; Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011).

Erdélyi mintaterületeinken a vizsgált szántók és gyepek növényzetét főként a mezőgazdasági művelés, valamint az alkalmazott kultúra és a fás borítás mértéke

befolyásolták. A virágzó növények száma és a virágok átlagos száma magasabb volt a legelőkön, mint a szántókon. Ezek az értékek jelentősen magasabbak voltak például a parlagokon, vagy a cserjés legelőkön, mint lucernával vagy a gabonával bevetett földeken. Júniusban és júliusban több virágzó növény volt megfigyelhető a területeken, mint májusban. A virágzó növények magasabb diverzitása pozitívan befolyásolja a méhközösségek változatosságát (Holzschuh *et al.* 2007), így a cserjés legelők, parlagok, ahol diverz növényközösségeket találunk, továbbá a fás társulások nagyobb arányú jelenléte kedvező élőhelyet nyújthat fajgazdag pollinátor közösségek számára.

Vizsgáltunk szerint az eltérő topográfiai összetettség, valamint a szűkebb léptékben mért táji heterogenitás és fás borítottság nem volt hatással a méhek, és azok különböző csoportjainak faj- és egyedszámára. Jelentős hatással volt viszont a művelési ág és a területek vegetációja. A különböző testméretű méhek eltérő terjedési távolsággal, valamint az egyes fajok, csoportok eltérő előfordulással és élőhellyel jellemezhetőek, így a különböző léptékben mért táji paraméterek, melyek komplex jellege a méhek diverzitását biztosítja, más-más hatással lehetnek a méhek egyes csoportjaira (Steffan-Dewenter & Tscharnkte 1999; Tscharnkte *et al.* 2005). A mozaikos tájszerkezet, vagyis a természetes és féltermészetes területek arányának növelése a méhközösségek diverzitását is növeli (Banaszak 1992; Steffan-Dewenter *et al.* 2002). A lokális táji heterogenitást több kutatás eredménye szerint nem lehet különválasztani a regionális táji heterogenitástól, mivel lokális léptékben is fontos a sokféle élőhely jelenléte, mégis ennek hatása a fajok egymással való komplementaritása miatt nagyobb területi skálán, vagy a teljes közösség szintjén érzékelhető (Tscharnkte *et al.* 2005; Carré *et al.* 2009). Kutatásunkban a poszméhek egyedszáma esetén a topográfia és lokális táji heterogenitás, valamint a lokális táji heterogenitás és a mezőgazdasági művelési ág között találtunk interakciót.

A méhek faj- és egyedszámát azonban nagy mértékben, talán elsődlegesen befolyásolja a táplálékul szolgáló virágos növényfajok száma és a virágok mennyisége (Potts *et al.* 2003). A hasonló virágforrások tehát magyarázhatják a méhek hasonló faj- és egyedszámát eltérő tájszerkezet mellett, de jelentős különbségek jelentkezhetnek a faji összetétel, valamint a specialista-generalista fajok arányában. A közösségszintű elemzések során láthatóvá vált, hogy a környezeti tényezők közül a topográfiai komplexitás illetve a mezőgazdasági művelési ág jelentős mértékben befolyásolta a méhközösségek fajkompozícióját.

A mezőgazdasági művelés két fő típusa, azaz a szántók és gyepek között a vadméhek (kivéve poszméhek) esetében, valamint a két fő típuson belül a különböző kultúrák között a poszméhek faj- és egyedszáma esetében szignifikáns eltérést mutatkozott. A vadméhekből a legelőkön fordult elő kevesebb, a szántókhoz képest. Ez az eredmény ellentétes korábbi vizsgálatok eredményeivel, melyekben a legelőkön, ahol nincs túllegeltetés – a több virágzó növény, így több élelemforrás miatt – nagyobb arányban voltak jelen méhek (Le Feon *et al.* 2010). Mind a poszméhek, mind az egyéb vadméhek esetében a kaszálóréteken, a cserjés legelőkön, tarlókon és a legelőkön kevesebb, a lekaszált, learatott területeken, a gabona- és kukoricatáblákon több fajt és egyedet fogtak a csapdáink, habár a virágzó növények fajsza- és a virágok átlagos száma az említett területeken éppen ellentétes módon alakult. Több méhet találtunk tehát a virágokban szegény kultúrákban, valamint a virágzó fajok száma negatív hatással volt a méhek faj- és egyedszámára, ami ellentmond annak a korábban már bizonyított alaphipotézisnek, hogy több virágzó növényfaj és a magasabb virágszám több méh faj és egyed jelenlétét eredményezi (Holzschuh *et al.* 2007). A méhek és virágos növényfajok egymásra épülő rendszerében szoros összefüggések kerültek már kimutatásra a beporzó rovarközösségek diverz jellege és a növényi közösségek sokfélesége, stabilitása, produktivitása között. A pollinátorok diverzitásának csökkenése a velük kapcsolatban álló növényi közösségekben is populációméret csökkenéshez vagy eltűnéshez vezet (Kremen *et al.* 2002; Fontaine *et al.* 2006; Hoehn *et al.* 2008). Valamint a növények diverzitás csökkenése is a legjelentősebb oka a pollinátorok sokféleségének csökkenésének. (Sjödín *et al.* 2007). Általánosan elmondható, hogy a szántókon a homogén növényzet miatt a pollinátorok nem találnak megfelelő mennyiségű nektárforrást, ezért gyakoriságuk és változatosságuk is alacsony. Diverzitásukat a nem művelt területek száma növelheti (Holzschuh *et al.* 2008). Ugyanakkor gyepeken akár kiemelkedő diverzitású közösségeket is találhatunk, habár az agrárkezelések hatása, így a legeltetés mértéke itt is erős hatást gyakorol a méhekre (Potts *et al.* 2009; Sárospataki *et al.* 2009).

A korábbi vizsgálatoknak ellentmondó eredmények oka lehet, hogy a tálcsapdák ún. „szupervirágként” működtek, tehát a virágzó növényekben szegény területeken a csapdák túl feltűnőek voltak és több rovarot vonzottak, mint egy virágzó növényekben gazdag területen, ahol alulmaradtak a virágokkal szembeni kompetícióban (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011). Ezt a jelenséget a tálcsapdák módszertani vizsgálatakor már korábban megfigyelték és eltérő jelentőséggel tekintették a módszer hátrányának (Cane *et al.* 2000; Roulston *et al.* 2007; Wilson *et al.* 2008). Hogy igazolhassunk a tálcsapdák fogási hatékonyságával szembeni

kételyeket, elvégeztünk egy módszertani összevetést, melyben a tálcspadák által fogott méhek egyedszámát az azonos területeken transzsektmenti hálózással végzett mintavételezéssel hasonlítottuk össze. A módszertani összevetés igazolta a feltételezésünket, miszerint a tálcspadák fogási hatékonyságát nagyban befolyásolja a területeken lévő virágok mennyisége, így azok nem alkalmasak eltérő vegetációjú területek pollinátor közösségeinek reprezentatív mintavételezésére. Ezzel az eredménnyel jelentősen hozzájárulunk a tálcspadás módszer és a transzsektmenti mintavételezési módszer hatékonyságának, ezáltal alkalmazhatóságának leírásához. Eredményeink ugyanis alátámasztják, hogy a mennyiségi mintavételezésre sokkal megfelelőbb a transzsektmenti egyelés, mert a virágzó növények mennyiségének a tálcspadák hatékonyságára való hatása semmiképp sem elhanyagolható, sőt, téves következtetések levonásához vezethet.

A mintavételi periódusok között a növényzeti jellemzők és a méhek vizsgálata során is szignifikáns eltérést tapasztaltunk. A három hónap közül májusban volt a legkisebb a virágzó fajok és a virágok száma, mely értékek - májushoz képest - júniusban és júliusban is emelkedtek. Ezzel párhuzamosan a méhek faj és egyedszámában is hasonló szignifikáns növekedést tapasztaltunk, mely alátámasztja a virágzó növények jelentőségét a méhek diverzitása és gyakorisága szempontjából (Biesmeijer *et al.* 2006).

Kutatásunk alapján a pollinátorok kapcsolatát a növényekkel és tágabb környezetükkel több skálán tanulmányozva sem a regionális, sem a szűkebb környezetben mért táji változók nem voltak meghatározó hatással a méhek faj- és egyedszámára. Eredményeink azonban rámutattak, hogy nagy hangsúlyt kell fektetni a mezőgazdasági területek megfelelő művelésére, azokon a méhek számára elegendő táplálék biztosítására. Ezt extenzív kezelési módokkal, a kultúrnövény mellett magasabb gyomnövény diverzitás megengedésével (Holzschuh *et al.* 2007; Holzschuh *et al.* 2008), valamint a gyepek agrártájban való megtartásával érhetjük el (Sjödín *et al.* 2007; Batáry *et al.* 2010; Le Feon *et al.* 2012). Másfelől, munkánkban igazolást nyert a már korábban felmerülő „szupervirág” hipotézisként említett módszertani probléma, mely szerint a tálcspadák által szolgáltatott értékek nem reprezentatívak eltérő virágborítású területek összehasonlítása esetén. Javasoljuk tehát, hogy eltérő élőhelyek pollinátor közösségeinek összehasonlítására más mintavételi módszereket, például transzsektmenti egyeléses mintavételt, vagy fűhálózást alkalmazzunk. Kutatásunk fontos eredményekkel járult hozzá a rovarbeporzás, mint egy kiemelten fontos és egyben veszélyben levő szabályozó ökoszisztéma szolgáltatás tanulmányozásához.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnék köszönetet mondani elsősorban témavezetőmnek dr. Kovács Anikónak, aki mindvégig áldozatos munkával segítette a kutatás és a dolgozat létrejöttét. Továbbá köszönettel tartozom dr. Báldi Andrásnak, aki a Lendület projekt vezetőjeként lehetővé tette a kutatás létrejöttét, valamint a kutatás további résztvevőinek, Schubert Zoltánnak, a botanikai felmérések elvégzéséért, továbbá Szirák Ádámnak és Földesi Ritának, akik segítették a terepi mintavételezés elvégzését. Dr. Hartel Tibornak a helyszíni logisztikában nyújtott értékes segítségéért és Józan Zsoltnak a határozás elvégzéséért. A kutatási területekre vonatkozó háttéradatokat Prof. Dr. Joern Fischer kutatócsoportja (Leuphana University, Lüneburg) szolgáltatta.

Irodalomjegyzék

- Banaszak J. (1992): Strategy for conservation of wild bees in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 40, 179-192.
- Batáry P., Báldi A., Sárospataki M., Kohler F., Verhulst J., Knop E., Herzog F., Kleijn D. (2010): Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136, 35–39.
- Báldi A. (2011): Biodiverzitás és ökoszisztéma-szolgáltatás: Pénzt vagy életet? • Your Money or Your Life? *Magyar Tudomány* <http://www.matud.iif.hu/2011/07/02.htm>
- Biesmeijer J.C., Roberts S.P.M., Reemer M., Ohlemueller R., Edwards M., Peeters T., Schaffers A.P., Potts S.G., Kleukers R., Thomas C.D., Settele J., Kunin W.E. (2006): Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313, 351–354.
- Cane J. H., Minckley R. L., Kervin L. J. (2000): Sampling bees (Hymenoptera: Apiformes) for pollinator community studies: pitfalls of pan-trapping. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 73, 225-231.

- Carré G., Roche P., Chifflet R., Morison N., Bommarco R., Harrison-Cripps J., Krewenka K., Potts S. G., Roberts S. P.M., Rodet G., Settele J., Steffan-Dewenter I., Szentgyörgyi H., Tscheulin T., Westphal C., Woyciechowski i, Vaissière B. E. (2009): Landscape context and habitat type as drivers of bee diversity in European annual crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 133, 40–47.
- Duelli, P., Obrist, M.K. & Schmatz, D.R. (1999): Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 33–64.
- Fontaine C., Dajoz I., Meriguet J., Loreau M. (2006): Functional diversity of plant-pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. *PLoS Biology*, 4, 129-135.
- Gallaia N., Salles J-M., Settele J., Vaissière B. E. (2009): Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68, 810–821.
- Holtschuh A., Steffan-Dewenter I., Tschamntke T. (2008): Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos*, 117, 354-361.
- Hoehn P., Tschamntke T., Tylianakis J. M., Steffan-Dewenter I. (2008): Functional group diversity of bee pollinators increases crop yield. *Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences*, 275, 2283–2291.
- Holtschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D. & Tschamntke, T. (2007): Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology*, 44, 41–49.
- Kearns, C.A., Inouye, D.W. & Waser, N.M. (1998): Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 83–112.
- Kleijn D., Baquero R.A., Clough Y., Díaz M., De Esteban J., Fernández F., Gabriel D., Herzog F., Holtschuh A., Jöhl R., Knop E., Kruess A., Marshall E.J.P., Steffan-Dewenter I., Tschamntke T., Verhulst J., West T.M., Yela J.L. (2006): Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters*, 9, 243–254.

- Klein, A.M., Vaissière, B., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C. & Tscharntke, T. (2007): Importance of crop pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences*, 274, 303–313.
- Kovács E., Pataki Gy., Kelemen E., Kalóczkai Ágnes (2011): Az ökoszisztéma-szolgáltatások fogalma a társadalomkutató szemszögéből • Concept of Ecosystem Services from the Perspective of Social Science. *Magyar Tudomány* <http://www.matud.iif.hu/2011/07/03.htm>
- Kovács-Hostyánszki A., Batáry P., Báldi A. (2011): Local and landscape effects on bee communities of Hungarian winter cereal fields. *Agricultural and Forest Entomology*, 13, 59–66.
- Kremen, C., Williams, N.M. & Thorp, R.W. (2002): Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy Sciences of the United States of America*, 99, 16812–16816.
- Kremen C., Williams N. M., Bugg R. L., Fay J. P., Thorp R. W. (2004): The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters*, 7, 1109–1119.
- Kremen C. & Ostfeld R. S. (2005): A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3, 540–548.
- Kremen C, Williams NM, Aizen MA, Gemmill-Herren B, LeBuhn G, Minckley R, Packer L, Potts SG, Roulston T, Steffan-Dewenter I, Vázquez D. P., Winfree R., Adams L., Crone E. E., Greenleaf S. S., Keitt T. H., Klein A-M., Regetz J. Ricketts T. H. (2007): Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, 10, 299–314.
- Legendre, P., Gallagher, E.D., 2001. Ecologically meaningful transformation for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271–280.
- Le Féon V., Schermann-Legionnet A., Delettire Y., Aviron S., Billeter R., Bugter R., Hendrickx F., Burel F. (2010): Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee communities: A large scale study in four European countries. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 137, 143–150.
- Memmott J; Waser N. M.; Price M. V. (2004): Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences*, 271, 2605–2611.

- Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC, Popularized version
- Murray T. E., Kuhlmann M., Potts S. G. (2009): Conservation ecology of bees: populations, species and communities. *Apidologie* 40, 211–236.
- Nielsen A., Steffan-Dewenter I., Westphal C., Messinger O., Potts S. G., Roberts S. P. M., Settele J., Szentgyörgyi H., Vaissière B. E., Vaitis M., Woyciechowski M., Bazos I., Biesmeijer J. C., Bommarco R., Kunin W. E., Tscheulin T., Lamborn E., Petanidou T. (2011): Assessing bee species richness in two Mediterranean communities: importance of habitat type and sampling techniques. *Ecological Research*, 26, 5, 969-983.
- Oksanen J., Blanchet F. G., Kindt R., Legendre P., Minchin P. R., O'Hara R. B., Simpson G. L., Solymos P., M. H. H. Stevens Wagner H. (2012): *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-5. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Ollerton J., Winfree R., Tarrant S. (2011): How many flowering plants are pollinated by animals, *Oikos*, 120, 321–326.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D., R Development Core Team (2012): *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3.1-104.
- Potts S.G., Vulliamy B., Dafni A., Néeman G., Willmer P.G. (2003): Linking bees and flowers: how do floral communities structure pollinator communities? *Ecology*, 84, 2628–2642.
- Potts SG., Vulliamy B., Roberts S., O'Toole C., Dafni A., Néeman G., Wilmer P.G. (2004): Nectar resource diversity organises flower-visitor community structure. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 113, 103–107.
- Potts S. G., Woodcock B. A., Roberts S. P. M., Tscheulin T., Pilgrim E.S., Brown V. K., Tallowin J. R. (2009): Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 46, 369–379.
- Potts S. G.; Biesmeijer J. C.; Kremen C.; Neumann P.; Schweiger O.; Kunin W. E. (2010): Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, 25, 345-353.
- R Development Core Team, 2012. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>

- Roulston T'ai H., Stephen A. S, Amanda L. B. (2007): A comparison of pan trap and intensive net sampling techniques for documenting a bee (Hymenoptera: Apiformes) fauna. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 80, 179–181.
- Sárospataki, M., Báldi, A., Batáry, P., Józsan, Z., Erdős, S., Rédei T. (2009): Factors affecting the structure of bee assemblages in extensively and intensively grazed grasslands in Hungary. *Community Ecology*, 10, 182–188.
- Sjödin N. E., Bengtsson J., Ekbom B. (2008): The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. *Journal of Applied Ecology*, 45, 763–772.
- Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. (1999): Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia*, 121, 432–440.
- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C. & Tscharntke, T. (2002): Scale dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83, 1421–1432.
- Steffan-Dewenter I., Westphal C. (2008): The interplay of pollinator diversity, pollination services and landscape change. *Journal of Applied Ecology*, 45, 737–741.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B. et al. (2001): Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292, 281–284.
- Tilman D., Cassman K. G., Matson P. A., Naylor R., Polasky S. (2002): Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 418, 8, 671-677.
- Toler, T. R., Evans E. W., Tepedino V. J. (2005): Pan-trapping for bees (Hymenoptera : Apiformes) in Utah's West Desert: the importance of color diversity. *Pan-Pacific Entomologist* , 81, 103-113.
- Tscharntke T., Klein A.M., Kruess A., Steffan-Dewenter I., Thies C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8, 857–874.
- Warnes G. R., Bolker B, Bonebakker L., Gentleman R., Huber Andy Liaw W., Lumley T., Maechler M., Magnusson A., Moeller S., Schwartz M., Venables B. (2012): *gplots*: Various R programming tools for plotting data. R package version 2.11.0.

- Westphal C., Bommarco R., Carre G., Lamborn E., Morison N., Petanidou T., Potts S.G., Roberts S.P.M., Szentgyörgyi H., Tscheulin T., Vaissiere B.E., Woyciechowski M., Biesmeijer J.C., Kunin W.E., Settele J., Steffan-Dewenter I. (2008): Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. *Ecological Monographs*, 78, 653–671.
- Westrich, P. (1996): Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. In *The conservation of bees* (ed. A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & H. Williams), pp. 1–16. London, UK: Linnean Society of London and the International Bee Research Association by Academic Press.
- Wilson J. S., Terry G., Olivia J. M. (2008): Sampling bee communities (Hymenoptera: Apiformes) in a desert landscape: are pan traps sufficient? *Journal of the Kansas Entomological Society*, 81, 288–300.

Angol nyelvű összefoglaló

Pollination is one of the key regulator ecosystem services, which plays an important role in the reproduction of angiosperm plant species, as well as in crop production. The agricultural intensification has a notable effect on the natural habitats at landscape and local scale, reducing diversity. It can result homogenisation of bee communities, reducing the efficiency of pollination. We measured the effect of topography, landscape heterogeneity, type of the agricultural management, proportion of wood cover and flowering plants on bee communities in Transylvanian arable fields and pastures. We collected bees by yellow water pan traps in May, June and July 2012 and identified the captured insects at species level. We conducted botanical survey on the fields too. The aim of this study was also to compare the two, most often used methods of bee sampling, water pan-traps and transect-walk sampling on the basis of the sampled species richness and abundance of bees. The species richness and abundance of bees, solitary bees and bumble bees sampled by the yellow water pan traps we analysed in the function of the landscape parameters, the type of the cultivation, the blooming plant species and the month of the sampling by linear mixed effect models. The topography, the landscape heterogeneity and the wood cover had no significant effect on the species richness and abundance of bees. The species richness of wild bees was higher in June and July than in May. We captured the most bumble bees in June. The number of captured wild bee species and individuals was higher in arable fields with low diversity of blooming plant species than in pastures. The number of blooming plant species had a negative effect on the species richness and abundance of bees. By analysing the effect of the environmental factors on the species composition of bees, we found that the topography and the type of the agricultural management had a remarkable effect on bee communities.

According to the comparison of the abundance of bees sampled by the yellow pan traps and the transect walk method, we found that the two methods resulted in opposite results. The pan traps sampled consequently less bees on the fields of higher plant diversity. We showed that pan traps are not suitable for the comparison of bee species richness and abundance in fields of different vegetation composition, might lead to draw wrong conclusions, therefore transect walk method is more recommended.

Függelék 1

Fajlista egyedszám értékekkel a mintavételi hónapok szerint.

Taxon		Egyedszámok			
Nemzetség	Faj	Május	Június	Július	Végösszeg
Andrena	bisulcata	1			1
	curvana	1			1
	dorsata	1	1	4	6
	falsifica		1		1
	flavipes	166	48	49	263
	gravida	3			3
	helvola	2			2
	humilis	1	1		2
	labialis		1	3	4
	limata	8	11	3	22
	minutula	1	1	1	3
	nigroaenea		1		1
	nitida	1	2		3
	nitidiuscula			1	1
	ovatula			2	2
	pallitarsis			2	2
	paucisquama		2		2
	proxima	1			1
	taraxaci		1		1
	varians	1			1
	ventralis	12			12
Andrena összesen		199	70	65	334
Anthidium	laterale			1	1
Anthidium összesen				1	1
Apis	mellifera	69	54	9	132
Apis összesen		69	54	9	132
Bombus	argillaceus	2			2
	hortorum		2	1	3
	humilis	3	12	8	23
	muscorum			1	1
	rudarius	2	1		3
	sylvarum	16	14	11	41
	terrestris	3	20	23	46
Bombus összesen		26	49	44	119
Chelostoma	distinctum			1	1
	florisomne		1		1
	rapunculi		1		1
Chelostoma összesen			2	1	3
Colletes	cunicularius	1			1
Colletes összesen		1			1
Dasypoda	hirtipes			115	115
Dasypoda összesen				115	115

Eucera	clypeata		2	2	4
	interrupta	1			1
	nigrescens		1		1
	spectabilis			1	1
Eucera összesen		1	3	3	7
Halictus	brunnescens		1		1
	calceatum			1	1
	confusus	1			1
	kessleri		1	1	2
	langobardicus	30	24	6	60
	maculatus	28	22	16	66
	morio		1		1
	quadricinctus	1	1		2
	rubicundus		5	3	8
	scabiosae	7	5	4	16
	sexcinctus	4	19	9	32
	simplex	14	33	16	63
	smaragdulus	1		1	2
	subauratus	2	3	56	61
	tumulorum	29	36	151	216
Halictus összesen		117	151	264	532
Heriades	truncorum			1	1
Heriades összesen				1	1
Hylaeus	annularis		5	30	35
	brevicornis		11	22	33
	communis		2	1	3
	confusus		5	6	11
	cornutus		5		5
	moricei		2	1	3
	nigritus		1	2	3
	pfankuchi		1		1
	styriacus			1	1
	trinotatus			1	1
	variegatus		1		1
Hylaeus összesen			33	64	97
Lasioglossum	majus	2	10	2	14
	albipes	1	2	1	4
	brevicorne	2			2
	calcaratus	1	3		4
	calceatum	3	8	10	21
	costulatum		3		3
	discum			3	3
	fulvicorne		2		2
	glabriusculum	6	13	32	51

Lasioglossum	griseolum		8	8	16
	interruptum	56	7	19	82
	laevigatum	4	3		7
	langobardicus	1			1
	laticeps	4	8	2	14
	lativentre	2	5	1	8
	leucozonium	1	12	30	43
	lucidulum			6	6
	malachurum	11	56	69	136
	marginatum	4			4
	morio	5	136	122	263
	nigripes		2	1	3
	pauxillum	3	78	17	98
	politum	13	30	136	179
	punctatissimum		2	5	7
	puncticolle	1	2	1	4
	sexcinctus	1			1
	sexstrigatum			2	2
	villosulum	5	4	4	13
	zonulum	20	39	32	91
Lasioglossum összesen		146	433	503	1082
Lithurgus	chrysurus			1	1
Lithurgus összesen				1	1
Megachile	centuncularis		1	1	2
	ericetorum			2	2
	maritima			6	6
	versicolor		2	1	3
Megachile összesen			3	10	13
Melitta	leporina			2	2
Melitta összesen				2	2
Osmia	adunca			1	1
	bicolor	7			7
	leucomelana			1	1
	rufa	3	3		6
	spinulosa			1	1
Osmia összesen		10	3	3	16
Panurgus	calcaratus		1	96	97
Panurgus összesen			1	96	97
Sphecodes	majalis	1			1
Sphecodes összesen		1			1
Tetralonia	alticincta			2	2
	dentata			1	1
Tetralonia összesen				3	3
Végösszeg		570	802	1185	2557

Függelék 2

A tálcasapdákcal fogott taxonok (családok és nemzetségek) fajsza és egyedsza értékei a három mintavételi hónap szerint. Félkövr kiemeléssel szerepelnek a 10-nél nagyobb fajsza és az 50-nél nagyobb egyedsza értékek.

Családok/Nemzetségek	Fajsza - május	Egyedsza - május	Fajsza - június	Egyedsza - június	Fajsza - július	Egyedsza - július
Colletidae:	2	1	9	33	8	64
Colletes	1	1	0	0	0	0
Hylaeus	0	0	9	33	8	64
Andrenidae:	13	199	12	71	9	161
Andrena	13	199	11	70	8	65
Panurginus	0	0	1	1	1	96
Melittidae:	1	0	1	0	1	115
Dasypoda	0	0	0	0	1	115
Megachilidae:	2	10	5	8	12	19
Anthidium	0	0	0	0	1	1
Chelostoma	0	0	2	2	1	1
Heriades	0	0	0	0	1	1
Lithurgus	0	0	0	0	1	1
Megachile	0	0	2	3	4	10
Melitturga	0	0	0	0	1	2
Osmia	2	10	1	3	3	3
Halictidae:	32	264	34	584	32	767
Halictus	31	263	34	584	33	767
Sphecodes	1	1	0	0	0	0
Apidae:	7	96	8	106	10	59
Apis	1	69	1	54	1	9
Bombus	5	26	5	49	5	44
Eucera	1	1	2	3	2	3
Tetralonia	0	0	0	0	2	3

Nyilatkozat

Nyilatkozat a pályázó egyéni hozzájárulásáról a pályaműben leírt eredményekhez

Alulírott a dolgozatban leírt munkafolyamatok közül a következőket végeztem el:

A kutatásban a terepi mintavételezésben vettem részt.

A begyűjtött minták válogatását én végeztem el.

Az adatok elemzéséhez szükséges modelleket írtam és futtattam le a táji paraméterek, a vegetációs jellemzők és a méhek közötti összefüggések, a fajkompozíció, valamint a módszerek közötti interakciók vizsgálatára.

A dolgozatot saját magam írtam, az ábrákat és a táblázatokat én készítettem el.

.....
aláírás

Budapest, 2013. január 9.