

**MADÁRTANI FELVÉTELEZÉSEN ALAPULÓ TÁJI LÉPTÉKŰ
BIODIVERZITÁS INDIKÁTOROK ÖSSZEHASONLÍTÓ
ELEMZÉSE**

NAGY GERGŐ GÁBOR

DOKTORI ÉRTEKEZÉS

BUDAPEST, 2016

A doktori iskola

Megnevezése:	Szent István Egyetem Tájépítészeti és Tájökológiai Doktori Iskola
Tudományága:	Agrárműszaki
Vezetője:	Bozó László, DSc, MHAS egyetemi tanár Szent István Egyetem Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék
Témavezetők:	Kollányi László, CSc tanszékvezető egyetemi docens Szent István Egyetem Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék Czúcz Bálint, PhD tudományos munkatárs Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai és Botanikai Intézet

A jelölt a Budapesti Corvinus Egyetem Doktori Szabályzatában előírt valamennyi feltételnek eleget tett, az értekezés műhelyvitájában elhangzott észrevételeket és javaslatokat az értekezés átdolgozásakor figyelembe vette, ezért az értekezés védési eljárásra bocsátható.

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezetők jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE.....	5
ÁBRÁK- ÉS TÁBLÁZATOK JEGYZÉKE	6
1. BEVEZETÉS.....	8
1.1. A népességnövekedés negatív hatásai a természeti értékekre	8
1.2. A biodiverzitás indikátorok gyakorlati alkalmazhatósága a tudományban és a szakpolitikában	11
1.3. Az ökoszisztéma szolgáltatások és megőrzésük jelentősége	13
1.4. Az agrártájak szerepe a biológiai sokféleség megőrzésében	14
1.5. Problémafelvetés, célkitűzések	16
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	19
2.1. Az ökológiai tájértékelés és annak elvi háttere.....	19
2.2. Általános biodiverzitás indikátorok a nemzetközi gyakorlatban	23
2.3. Kitüntetett fajcsoportok szerepe a biodiverzitás indikátorokban.....	28
2.3.1. Növények, mint indikátorszervezetek szerepe és jelentősége az ökoszisztémák állapotának értékelésében.....	28
2.3.2. Madarak, mint indikátorszervezetek szerepe és jelentősége az ökoszisztémák állapotának értékelésében.....	30
2.4. Biodiverzitás indikátorok hazai alkalmazási lehetőségei	33
3. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	36
3.1. Vizsgálati terület, mintavételi elrendezés	36
3.2. Növényzet-alapú természeti tőke index képzése	43
3.3. Madarak mintavételezése.....	45
3.4. Statisztikai elemzés.....	50
4. EREDMÉNYEK.....	53
4.1. A mezőgazdasági területek leggyakoribb fészkelő madárfajai, valamint ezen élőhelyeket táplálkozásra használó leggyakoribb fajok	53
4.2. Egyes kistájak jellemző madárközösségeinek összehasonlító elemzése fajösszetétel alapján.....	55
4.3. Mezőgazdasági tájak természetességének értékelése a növényzet-alapú természeti tőke index és a mezőgazdasági madárközösségek diverzitását jellemző mérőszámok alapján	56
4.4. A növényzet-alapú természeti tőke index és a mezőgazdasági madárközösségek diverzitását jellemző mérőszámok közötti kapcsolatrendszer feltárása	57

4.5. Indikátor madárfajok megállapítása, melyek alkalmasak a mezőgazdasági tájak természetességének meghatározására	59
5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK.....	62
5.1. A magyarországi mezőgazdasági területeket használó leggyakoribb madárfajok vizsgálata	62
5.2. Kistájak összehasonlításának vizsgálata fajösszetétel alapján.....	64
5.3. Kistájak természetességi sorrendjének vizsgálata a növényzet-alapú természeti tőke index és a madárközösségek diverzitását jellemző mérőszámok alapján.....	65
5.4. A növényzet-alapú természeti tőke index és a mezőgazdasági madárközösségek diverzitását jellemző mérőszámok közötti kapcsolatrendszer vizsgálata	66
5.5. Mezőgazdasági tájak természetességét jelző indikátor madárfajok vizsgálata.....	69
6. GYAKORLATI ÉS TÁRSADALMI HASZNOSÍTHATÓSÁG.....	72
7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK.....	77
8. ÖSSZEFOGLALÁS	79
9. IRODALOM.....	81
M1. melléklet A szerző témához kapcsolódó publikációi	94
M2. melléklet A mintavételi területek (rozetták és MÉTA hatszögek) elhelyezkedése az egyes kistájokban.....	96
M3. melléklet Az elemzésekbe bevont mezőgazdasági területekhez kötődő gyakori madárfajok által leggyakrabban használt élőhely típusok Magyarországon.	103
M4. melléklet A megfigyelt madárfajok listája (kivéve az 1-20.) az összesített egyedszámmal és a természetvédelmi státusszal.....	107
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	110

RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

BS	Beregi-sík
BM	Borsodi-Mezőség
CSS	Csepeli-sík
EBCC	European Bird Census Council
ENSZ	Egyesült Nemzetek Szervezete
FA	Fókuszterület (focus area)
GPS	Gerje-Perje-sík
GLM	Többváltozós kovariancia-analízis (generalized linear model)
H	Hortobágy
KSH	Központi Statisztikai Hivatal
MAES	Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services
MEA	Millennium Ecosystem Assessment (Millenniumi Ökoszisztéma Értékelés)
MÉTA	Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa
MME	Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület
MTA ÖK ÖBI	Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet
N	Nagyberek
NBmR	Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer
NCI	Natural Capital Index (természeti tőke index)
PECBMS	Pan-European Common Bird Monitoring Scheme
R	Rozetta (rosette)
SD	Shannon-index (Shannon diversity)
SN	Fajszám (species number)
SV	Sárvíz-völgy
TA	Teljes abundancia (total abundance)
TERMERD	Magyarországi erdők természetességének vizsgálata
VÁTI	Városépítési Tudományos és Tervező Intézet
VPDV	Vác-Pesti-Duna-völgy

ÁBRÁK- ÉS TÁBLÁZATOK JEGYZÉKE

Ábrák

1. ábra Az emberiség népességnövekedése 1950-től napjainkig, valamint a 2050-ig várhatóan bekövetkező alacsony, normál és magas növekedési ütem az Egyesült Nemzetek Szervezetének (ENSZ) előrejelzése szerint.....	8
2. ábra A földi bioszféra kémiai, fizikai és biológiai folyamatai által behatárolt tíz tényező a Bolygónk határai című tanulmány alapján.....	9
3. ábra A doktori disszertáció felépítése.....	18
4. ábra Magyarország földrajzi kistájainak természeti tőke index (NCI) térképe.....	34
5. ábra A Borsodi-Mezőség kistáj területén lévő 6 rozetta és 42 MÉTA hatszög elhelyezkedése.....	38
6. ábra A 48 rozetta és a 336 MÉTA hatszög elhelyezkedése a nyolc kistáj területén.....	40
7. ábra Néhány jellemző élőhely típus a mintavételi pontokon.....	41
8. ábra Néhány jellemző élőhely típus a mintavételi pontokon.....	42
9. ábra A növényzet-alapú természeti tőke index (NCI) számításának szemléltetése..	44
10. ábra Néhány mezőgazdasági területhez kötődő madárfaj.....	48
11. ábra Néhány mezőgazdasági területhez kötődő madárfaj.....	49
12. ábra A kiválasztott 12 madárfaj eloszlása egyedszám tekintetében az egyes tájegységekben.....	61

Táblázatok

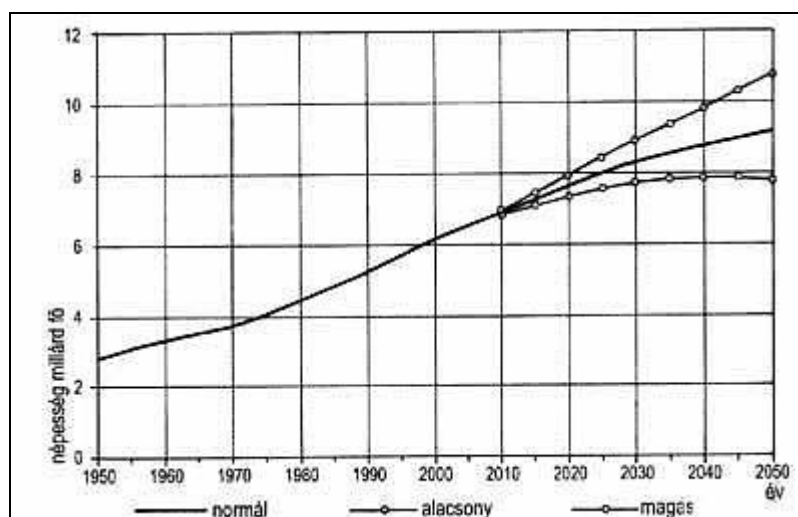
1. táblázat A nemzetközi indexek vizsgálati eleme, referencia állapota, értékelési alapelve, mérési alanya, felbontása, hazai alkalmazása és a felhasznált irodalom.....	25
2. táblázat A nemzetközi indexek előnyei és hátrányai, különös tekintettel hazai alkalmazásukra.....	27
3. táblázat A vizsgált földrajzi kistájak területe, növényzet-alapú természeti tőke index (NCI) értékük és területhasználatuk, külön kiemelve a nyílt területek (szántók és rétek, legelők) százalékos arányát.....	39
4. táblázat Az elemzésekbe bevont mezőgazdasági területekhez kötődő gyakori madárfajok és azok élőhely preferenciája, valamint vonulási stratégiájuk Magyarországon.....	47
5. táblázat Az első húsz leggyakrabban megfigyelt madárfaj listája az összesített egyedszámmal és a természetvédelmi státusszal.....	54
6. táblázat Jaccard-féle fajazonosság vizsgálata a nyolc síkvidéki kistáj között.....	55

7. táblázat Az öt leggyakoribb mezőgazdasági tájhoz kötődő fészkelő madárfaj a nyolc síkvidéki kistáj esetében és azok példányszámai.	56
8. táblázat A növényzet alapú természeti tőke index (NCI), a fajszám, az egyedszám, az egyedszám/fajszám arányszám és a Shannon-index alakulása a nyolc kistáj esetében	57
9. táblázat Az egytényezős varianciaanalízis eredményei a függő változókra (fajszám, teljes abundancia és Shannon-index), valamint az NCI magyarázó változóra	58
10. táblázat A Somer-féle szimmetrikus és aszimmetrikus d értékek és azok szignifikanciaszintjei.	59
11. táblázat A kiválasztott 12 madárfaj összesített egyedszáma az egyes tájegységekben, illetve a Somer-féle szimmetrikus d értékek.	60

1. BEVEZETÉS

1.1. A népességnövekedés negatív hatásai a természeti értékekre

A legtöbb szakember egyetért abban, hogy a napjainkban globálisan és regionálisan egyaránt jelentkező kedvezőtlen folyamatok egyetlen közös okra vezethetők vissza, ez pedig a népességnövekedés. Az emberiség története folyamán sokáig egyenletes volt a növekedés, az igazán nagy ugrás az utóbbi 200 évben következett be. Amíg 1950-ben még csak 2,5 milliárd ember népesítette be bolygónkat, addig ez a szám jó negyven év alatt megkétszereződött, napjainkban pedig már 7,4 milliárd ember él a Földön. A jelenlegi dinamikát figyelembe véve az előrejelzések szerint az össznépesség 2050-ben elérheti a 9 milliárdot, elsősorban a harmadik világ országainak köszönhetően (ENSZ 2006) (1. ábra).

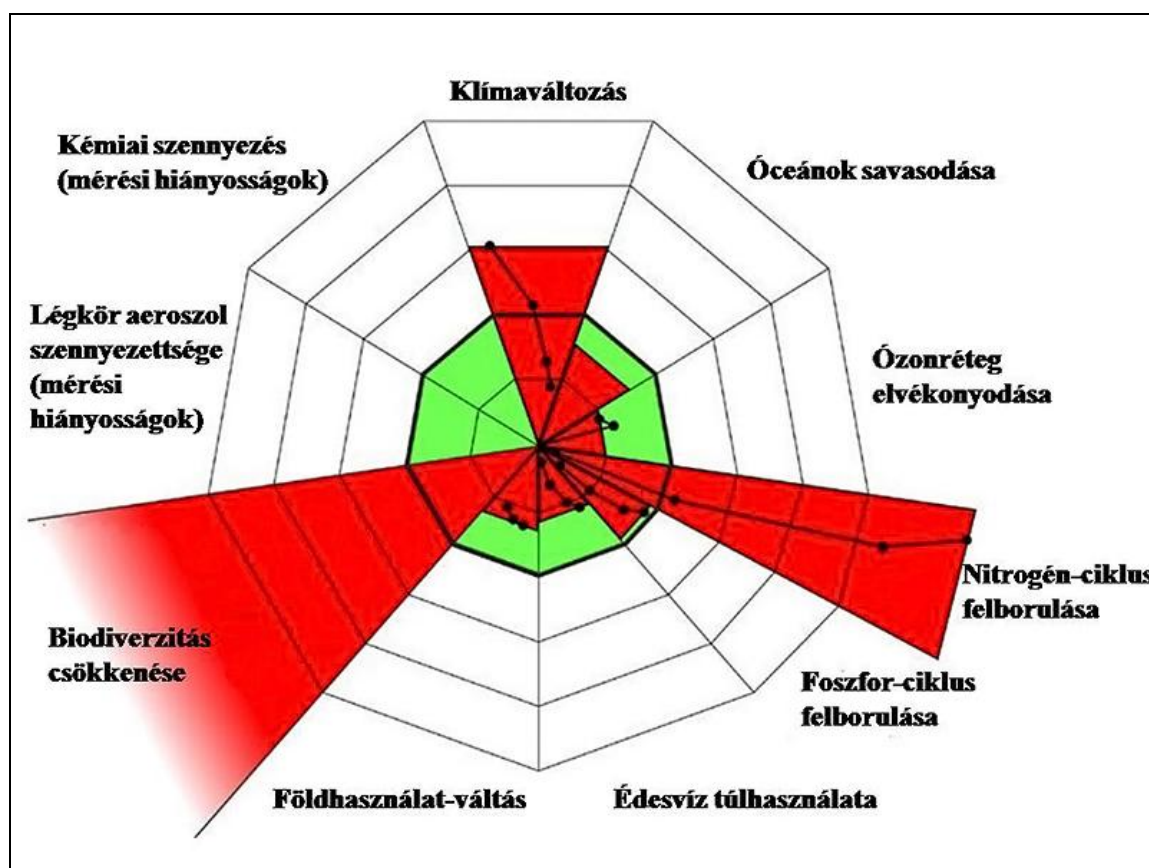


1. ábra Az emberiség népességnövekedése 1950-től napjainkig, valamint a 2050-ig várhatóan bekövetkező alacsony, normál és magas növekedési ütem az Egyesült Nemzetek Szervezetének (ENSZ) előrejelzése szerint (ENSZ 2006).

Az emberiség lélekszámának drasztikus növekedése a gyökere a legtöbb természeti-, környezeti-, társadalmi- és gazdasági problémának. A népességnövekedéssel párhuzamosan rendkívüli mértékben nőtt az élelmiszer, a víz, a fa és a tüzelőanyagok iránti igény, egyszóval az emberek saját igényeik kielégítésére drasztikus mértékben kiaknázták/kiaknázzák a természeti erőforrásokat. A kedvezőtlen folyamatok már eddig is sosem látott mértékben terhelték meg a Föld ökoszisztémáit, sok esetben helyrehozhatatlan változásokat okozva, mely folyamatok várhatóan a jövőben is folytatódni fognak (MEA 2005). Legfontosabb kiváltó hatótényezőként a

következőket sorolhatjuk fel: élőhelyek átalakítása, éghajlatváltozás, biológiai invázió, túlhasználat és elszennyeződés (STANDOVÁR & PRIMACK 2001; TÖRÖK 2009).

Bolygónk határai (Planetary boundaries) címmel jelent meg 2009-ben az a több mint negyven tudós részvételével megalkotott tanulmány, amely átfogó képet ad a jelenlegi legfontosabb globális folyamatokról. Arra a kérdésre keresi a választ, hogy hol húzódnak azok a kritikus határok (küszöbök), amelyek átlépése már visszafordíthatatlan és végzetes következményekkel sújtja az emberiséget. A vizsgált tíz tényező közül három esetben már meghaladtuk a fenntarthatóság szintjét (2. ábra), legnagyobb mértékű a biodiverzitás csökkenése. Az élővilág gyakorlatilag a régebbi földtörténeti korok nagy kipusztulási hullámainak megfelelő ütemben fogyatkozik. Az ipari és mezőgazdasági tevékenységek miatt nagymértékben károsodott a bioszféra nitrogén- és foszforciklusa; az előbbi a határvonalat jócskán meghaladta, míg az utóbbi nagyon közel jár hozzá (ROCKSTRÖM et al. 2009).



2. ábra A földi bioszféra kémiai, fizikai és biológiai folyamatai által behatárolt tíz tényező a *Bolygónk határai* című tanulmány alapján. A belső körben lévő zöld szín a fenntarthatósági szintet jelöli, míg a piros szín a különböző tényezők jelenlegi használatát mutatja (ROCKSTRÖM et al. 2009).

A harmadik tényező, mely meghaladta a fenntarthatóság szintjét, az éghajlatváltozással összefüggő problémák körébe tartozik. Szakértők szerint a világméretű felmelegedés elsődleges

okának az emberi tevékenységből eredő üvegházhatású gázok koncentrációjának növekedését tartják. A tanulmány készítői arra is felhívják a figyelmet, hogy amíg az éghajlatváltozás az egyik legfelkapottabb környezeti probléma, addig a kritikus értéket többszörösen meghaladó biodiverzitás csökkenésére nem jut kellő figyelem. Az óceánok savasodása, a sztratoszféra ózonrétegének ma már csökkenő mértékű károsodása, az édesvíz növekvő felhasználása, a földterületek egyre nagyobb mérvű átalakítása még nem érte el a kritikus szintet. Sem a kémiai szennyezés mértékéről, sem a levegőben lévő aeroszolok mennyiségéről nem rendelkezünk megbízható információkkal (ROCKSTRÖM et al. 2009). Több hazai és külföldi kutatóval és szakpolitikai döntéshozóval folytatott műhelymegbeszélések keretében megállapításra került, hogy a két legfontosabb lépés természeti értékeink megőrzésének zálogaként, ha egyrészt biztosítjuk a megmaradt zöldfelületek további használatának drasztikus mérséklését vagy beszüntetését, másrészt a degradált területeket helyreállítjuk, illetve csökkentjük a környezeti terheléseket.

Ezen folyamatok ismeretében nem meglepő, hogy mind globális, mind regionális szinten fokozatosan tűnnek el természeti értékeink, legyen szó akár élettelen, akár élő értékekről. 1960 óta a szárazföldi ökoszisztémákban megkétszereződött a nitrogénterhelés, eltűnt a világ korallzátonyainak 20 százaléka, a fajkihalás pedig ezerszerese lett a természetes kipusztulási ütemnek, egyes becslések szerint évente 5.000-20.000 faj pusztul ki. Nemcsak a fajok eltűnésével van a probléma, hanem egész ökoszisztéma rendszerek károsodnak, talán egyedül a mérsékelt övi erdők fogyatkozása lassult, az összes többi fontosabb biomé nőtt vagy stagnált (MEA 2005; STANDOVÁR & PRIMACK 2001). Butchart és munkatársai (2010) a Biológiai Sokfélség Egyezmény kapcsán 31 indikátort vizsgáltak meg. A vizsgáltak közül a biodiverzitás állapotát (state) jelző indikátorok (pl. élőhelyek kiterjedése és állapota, populációs trendek) esetében többnyire egyöntetű csökkenést, míg a biodiverzitásra nehezedő nyomást (pressure) jelző indikátorok (pl. invazív növényfajok terjedése, túlhasználat) esetében pedig növekedést tapasztáltak. A kép egyértelmű, sem globális, sem az egyes nemzeti szinten nem sikerült teljesíteni az egyezményben foglalt 2010-es célokat.

Napjainkban gyakorlatilag egy újabb nagy „kihalási hullámot” élünk meg, ezt azonban mi magunk, vagyis az emberiség okozza. Fajok halnak ki, ökoszisztémák és élőhelyek tűnnek el, a pusztulás háttérben pedig az emberi igények kielégítésére szolgáló tevékenységek állnak. Ismereteink szerint a törzsfajlódás során nem volt még olyan faj, mely saját maga végső pusztulását okozta volna. Az ember természetátalakító és pusztító tevékenysége maga után vonja az emberi élet fenntartásához elengedhetetlen ökoszisztéma szolgáltatások (MEA 2005) és természeti tőke felélését (COSTANZA et al. 1997; DE GROOT et al. 2002). Egyértelmű, hogy a

káros folyamatok megállításához ismernünk kell a jelenlegi helyzetet, pontosan fel kell tudnunk mérni az egyes ökoszisztémák természeti állapotát, a lehetséges változások irányát pedig meg kell próbálnunk előrejelezni. A mivel és a hogyan kérdésekre adandó válaszok sokrétűek, egyvalami azonban biztos: meg kell teremteni az összhangot a tudományos életben dolgozó kutatók és a szakpolitikai döntéshozók között.

1.2. A biodiverzitás indikátorok gyakorlati alkalmazhatósága a tudományban és a szakpolitikában

Az egyes ökoszisztémák állapotának leírását és a benne zajló folyamatoknak indikátorokkal való jellemzését már régóta igénylik nemcsak a kutatók, hanem a szakpolitikai döntéshozók is. A két fél között állandó vita zajlik az egyes ökoszisztémák állapotát, valamint a biodiverzitást jelző mutatószámok alkalmazhatóságát és hasznosságát illetően. A kommunikációs szakadék már-már feloldhatatlannak látszik: amíg egyik fél a pontosságra, a megbízhatóságra és a több nézőpontból történő megközelítésre esküszik, addig a másik fél az egyszerűsítést, a kulcs üzenetek megfogalmazását és az értékek egyetlen számba való tömörítését látná szívesen (TEN BRINK 2006). Az élővilágban zajló folyamatok bonyolult komplex rendszert alkotnak, számtalan késleltetett folyamattal és visszacsatolási mechanizmussal, tér- és időbeli mintázattal és jelenségekkel. Egy ilyen rendszerben nagyon nehéz olyan indikátorokat képezni, melyek akár közelítőleg is vissza tudnák adni ezt a komplex rendszert (MOLNÁR & HORVÁTH 2008). A helyzetet nehezíti, hogy sokszor a kutatók között sincs meg a kellő összhang, nem beszélve a sajátos nyelvezetükben lévő, a szakpolitikai döntéshozók számára megfoghatatlan fogalmakkal (pl. ökoszisztéma szolgáltatások, reziliencia, stabilitás). Nem lehet vitás azonban, hogy közös érdek a két fél közötti összhang megteremtése. Ahhoz, hogy az olyan kérdésekre, mint a *Mi változik?*, *Miért változik?*, *Miért fontos ez?*, vagy a *Mit tehetek érte?*, értelmes választ adjanak, határozott elképzelésnek kell lenni a cél(ok)ról, időszerű és elégséges információval kell rendelkezni a jelenlegi és jövőbeli állapotokról, illetve lehetőséget kell hagyni az esetleges hibák kijavítására (TEN BRINK 2006).

Ezeknek a mutatóknak olyanoknak kell lenniük, melyek nem csupán a tájak jellemzőit mutatják be, hanem a változások követésére is alkalmasak, megjelenítik a természeti folyamatokat és az emberi tevékenységek hatásait, mindemellett pedig képesek a tájpotenciál érzékeltetésére. Habár az indikátorok kiválasztásának alapelvei ismertek, jelenleg nincs egységes szabályozás arról, hogy milyen módszerekkel kellene mérni a tájakat és azok változásait. Összességében azért, hogy az ökoszisztémák védelme hatékonyan megjelenhessen a politikában,

olyan biodiverzitás indikátorokra, az ökoszisztémák állapotát jelző mutatókra van szükség, melyek alkalmasak a környezetpolitikai hasznosításra (BENEDEK 2012).

Ezen indikátorok szükségessége számos, a biológiai sokféleség szempontjából elsődleges stratégiában és egyezményben is megjelenik. Közülük ki kell emelni az EU 2020-ig szóló Biodiverzitás Stratégiáját, melynek legfőbb célja a biológiai sokféleség csökkenésének és az ökoszisztéma szolgáltatások romlásának megállítása, a lehetőségekhez képest azok helyreállítása, valamint az uniós hozzájárulás fokozása a biodiverzitás globális csökkenésének megelőzéséhez (http://www.biodiv.hu/convention/cbd_ec/magyar-eu-elnokseg-biodiverzitas/eu-2020-biodiverzitas-strategia). Ezzel összhangban a hazai Nemzeti Biodiverzitás Stratégia 2015-2020 hat területre helyezi a hangsúlyt (http://www.biodiv.hu/convention/cbd_national/nemzeti-biodiverzitas-strategia/biologiai-sokfeleseg-megorzesenek-2015-2020-kozotti-idoszakra-szolo-nemzeti):

1. Természetvédelmi oltalom alatt álló területek és fajok védelme.
2. Táj diverzitás, zöld infrastruktúra és ökoszisztéma szolgáltatások fenntartása.
3. Mezőgazdasággal összefüggő kérdések.
4. Fenntartható erdő- és vízgazdálkodás, valamint vízi erőforrások védelme.
5. Inváziós idegenhonos fajok (özönfajok) elleni küzdelem.
6. Magyarország szerepvállalása a nemzetközi biodiverzitás-védelmi megállapodásokból fakadó kötelezettségek végrehajtására.

A természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény 6. és 7. §-ában foglaltak az alapjai az általános tájvédelemnek, mely szerint ennek feladata a tájak esztétikai és funkcionális adottságait és jellegét meghatározó természeti értékek, természeti rendszerek és egyedi tájértékek megismerése, megőrzése, helyreállítása, valamint a tájak működőképességének fenntartása. Ezt erősíti meg a *2007. évi CXI. törvény a Firenzében, 2000. október 20-án kelt, az Európai Táj Egyezmény kihirdetéséről* szóló törvény, melynek céljai között szerepel, hogy elősegítse a tájak védelmét, kezelését és tervezését, valamint hozzájáruljon a tájak vonatkozásában megvalósuló európai együttműködéshez. Fontos kiemelni, hogy ez az első olyan nemzetközi egyezmény, mely kizárólag a táj védelmével, kezelésével és továbbfejlesztésével foglalkozik. A fentiekben ismertetett és a további hasonló jellegű stratégiákhoz, koncepciókhoz és tervekhez szükség van olyan biodiverzitás indikátorok kifejlesztésére és használatára, melyek alkalmasak a kitűzött célok nyomon követésére.

1.3. Az ökoszisztéma szolgáltatások és megőrzésük jelentősége

Magának a biodiverzitásnak a fenntartása és az ökoszisztémák védelmének célja túlmutat a fajok, életközösségek és élőhelyek védelmén, valójában az emberiség távlati célja saját életfeltételeinek biztosítása és javítása, melynek záloga a természeti erőforrások fenntartható használata. Ehhez tudni kell azt, hogy a természet nyújtotta javak, vagyis az ökoszisztéma szolgáltatások jelen vannak-e és zavartalan működésük biztosított-e a jövőben. Az ökoszisztéma szolgáltatások koncepciójának számos különböző megközelítése létezik a tudományos életben (LAMARQUE et al. 2011). Egy hazai definíció szerint: "Az ökoszisztéma szolgáltatások mindazok az élőlények és közösségeik által létrehozott állapotok és folyamatok, amelyek nélkülözhetetlenek az emberi élethez, vagy gazdagítják azt. Ezek az állapotok és folyamatok lehetnek emberi beavatkozástól mentesek, de ember által irányítottak is; ha hasznosak az emberiségnek, akkor szolgáltatásoknak nevezzük őket" (GONCZLIK 2004). Közös bennük, hogy az ökológiai és társadalmi rendszerek metszéspontjában helyezkednek el, hiszen az ökológiai rendszerek folyamataiból (melynek alapja a biodiverzitás) eredeztethetők, ugyanakkor társadalmi szinten hasznosulnak (COSTANZA et al. 1997; KUMAR 2010; MEA 2005).

Csoportosításuk többféle lehet. A szabályozó szolgáltatások azok, melyek biztosítják az ökoszisztémák működésének egyensúlyát, például az éghajlat szabályozás, a víztisztítás vagy a növények beporzása. Ellátó szolgáltatás az élelmiszer, az üzemanyag és a természetes gyógyszerek, ezeket életünk során közvetlenül felhasználjuk. A természet kulturális szolgáltatási körébe tartoznak az oktatási, a spirituális vagy éppen a rekreációs szolgáltatások (biodiversity.europa.eu/maes; cices.eu; MEA 2005). Mindezeket a társadalom számára hasznos javakat a biodiverzitás tartja fenn, biztosítja a rugalmasságot és a források megújítását (COSTANZA et al. 1997; MEA 2005; ROCKSTRÖM et al. 2009).

Az emberi társadalom az ökoszisztémák szerves részét alkotja, tevékenységével közvetlenül vagy közvetve hat az ökoszisztémákra, melyek állapota visszahat az emberi életminőségre. Az emberi jólét alapvetően függ a fentebb vázolt egyes ökoszisztéma szolgáltatásoktól, éppen ezért azok megőrzése kiemelt jelentőségű, melyek elsődleges záloga a rugalmasságot és a források megújítását biztosító biodiverzitás fenntartása. Már napjainkban is érezhető, hogy a leromlott ökoszisztémák többé már nem képesek oly mértékben biztosítani az emberiség számára létfontosságú szolgáltatásokat, mint az eddigiéik során (MEA 2005). A legfontosabb megoldandó feladat, hogy megelőzzük a bajt és leássunk a problémák gyökeréhez, ne csak a már kialakult környezetvédelmi gondokat kezeljük. Éppen ezért szükség lenne ezen alkotóelemek beépítésére a döntéselőkészítés folyamatába, hiszen jelenleg például az egyes

beruházások alkalmával csak a társadalmi, gazdasági költségeket veszik figyelembe, ugyanakkor nem számolnak a természet nyújtotta értékekkel (biodiversity.europa.eu/maes; cices.eu; MEA 2005).

Ahhoz, hogy ezeket hatékonyan figyelembe lehessen venni, többen úgy vélekednek szükség van az ökoszisztéma szolgáltatások pénzben való kifejezésére, magyarán beárzására. Korábban csak a kimerülő természeti erőforrásoknak volt áruk, majd Európában az ún. öko-öko (ökológia-ökonomia) kutató iskolák kezdték el kidolgozni azokat a módszereket, amelyekkel az egyes gazdasági ágazatok termékeinek előállításánál igénybe vett ökoszisztéma szolgáltatások pénzben kifejezett értékét mérni lehet. Az eljárási módszerek némelyike erősen vitatható, vannak akik szerint túlságosan hipotetikusak, tudományosan nem megalapozottak az eljárások. A természet "árzására" azonban több okból kifolyólag is szükség lenne: minden termék környezetfogyasztással, a természeti tőke felhasználásával készül, amit bele kellene építeni az egyes termékek és szolgáltatások áraiba; szükség lenne mérni az egyes termelő ágazatok termékegységre elfogyasztott víz, levegő, terület, energia és a keletkezett hulladék mennyiségét; rá kellene venni a termelőket a környezetbarát technológiák használatára, ennek egyik módja lehet, ha törvényi keretek között beleszámítjuk a termelési árba az "elfogyasztott" környezet árát is (biodiversity.europa.eu/maes; CARDENAS et al. 2000; cices.eu; MEA 2005). Van azonban egy komoly kockázata is a természet "beárzásának". Amennyiben pénzben kifejezett értéket adunk egy területnek, azt megfizetve bárki úgy érezheti, hogy a terület megszüntetését/tönkretételét megváltotta, így nem terheli felelősség. Egy ökoszisztéma tönkretételét, egy faj adott területről való eltűnését nem lehet és nem is szabad pénzben megfizetni, ezekben az esetekben az anyagiakról értelmetlen beszélni. Bárhogy is legyen, nélkülözhetetlen a szakpolitikai döntéshozás folyamatába való beillesztése a koncepciónak, ehhez pedig ismerni, mérni kell őket. Végezetül fontos megjegyezni, hogy habár a biodiverzitásra és az ökoszisztémák természetességének értékelésére léteznek többé-kevésbé jól működő mutatószámok, az ökoszisztéma szolgáltatás indikátorok terén további fejlesztésekre van szükség.

1.4. Az agrártájak szerepe a biológiai sokféleség megőrzésében

Napjaink élelmiszer termelésben betöltött szerepe okán az egyik legjelentősebb földhasznosító ágazat a mezőgazdaság, részben emiatt az ezen típusú élőhelyekben bekövetkezett változásokra kiemelt figyelmet fordítanak. Ahogyan más ágazatokban, a mezőgazdaságban is ütközhetnek a természetvédelmi szempontokkal az intenzív gazdálkodási

tevékenységek. Az elmúlt évszázadokban folytatott hagyományos és extenzív mezőgazdaság egy viszonylag gazdag biológiai sokféleséget hosszú távon is fenntartó tájat alakított ki (BIGNAL & McCRACKEN 1996; REIDSMA et al. 2006). Tipikus példája ennek a kétszikűekben gazdag hegyvidéki kaszálórétek, melyek fennmaradását alapvetően a kaszálások és legeltetések határozzák meg. Ugyanakkor az 1950-es évektől megindult mezőgazdasági intenzifikáció egyre erősödő negatív nyomást gyakorolt az agrár jellegű ökoszisztémákra, melynek eredményeként több korábban közönséges faj megritkult vagy ki is pusztult (DONALD et al. 2001). A mezőgazdaság intenzifikációja és a földhasználat-váltás olyan folyamatokat foglalt magába, mint a kémiai vegyszerek megnövekedett használata (ROBINSON et al. 2002), megnövekedett parcellaméreték és a monokultúrás táblák megjelenése (AEBISHER et al. 2000), legelő állatállomány drasztikus megváltozása (CHAMBERLAIN et al. 2001) és a természetszerű élőhelyek eltüntetése/tönkretétele az agrártájakban (GARCIA-FECED et al. 2015).

Ezek a folyamatok Nyugat-Európában lényegesen szembetűnőbbek (PAIN & PIENKOWSKI 1997), mint Délkelet-Európában, többek között hazánkban is (VERHULST et al. 2004). Ez utóbbi térség országainak agrártájai még számos természeti érték hordozói (BÁLDI et al. 2005; SZÉP et al. 2012; VERHULST et al. 2004), mindemellett az agrártájak kulturális öröksége sem elhanyagolható (FILEPNÉ et al. 2012). Az utóbbi évtizedekben azonban egyre inkább érződnek azok a negatív hatások, melyek annak idején a nyugat-európai agrártájakat is tönkretették (AEBISHER et al. 2000; LEFRANC 1997; VERHULST et al. 2004). Nem véletlen, hogy a káros hatások csökkentése érdekében az Európai Unió tagországaiban agrár-környezetvédelmi programok indultak, melynek keretében a környezetkímélő extenzív művelési módokat támogatják (ÁNGYÁN 2008), melynek során nem vagy igen kis mértékben alkalmaznak műtrágyákat és növényvédő szereket, valamint korlátozott mértékben használnak fosszilis energiahordozókat (BALDOCK et al. 1994).

A természetvédelem már nagyon régen felismerte, hogy a hagyományos gazdálkodási módok a zálogai az egyes őshonos növény- és állatközösségek megőrzésének, hosszú távú fenntartásának. A természeti tájban alapvetően az ember az ökoszisztémák szerves részét képezte, és tevékenységével gazdagította azt, de semmiféleképpen nem károsította. Az agrár tájak biológiai sokféleségét növelő hatására jó példa, hogy a közép-európai flóra diverzitása az ipari forradalom időszakára érte el a maximumát. Magyarország 65%-a érintett valamilyen mértékű mezőgazdasági művelés által, ami igen jelentős hatással van a biológiai sokféleségre nemcsak ezeken, hanem a környező területeken is (ÁNGYÁN et al. 2003). Fontos kiemelni, hogy még mindig jelentős kiterjedésű gyepterületeink maradtak fenn, elsősorban az alföldi területeken. Az ezekhez kötődő természeti értékek jelentős részét az évszázadok során végzett

legeltetések biztosították és biztosítják a mai napig is, fenntartva olyan természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű, sok esetben veszélyeztetett fajok élőhelyeit, mint a túzok (*Otis tarda*), az ugartyúk (*Burhinus oedicnemus*), a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) vagy éppen az ürge (*Spermophilus citellus*). Napjainkban több helyen tapasztalható, hogy a legeltetések és kaszálások elmaradásával, valamint a mezőgazdaság intenzifikációjával járó beavatkozások következtében csökkent az ezen területekhez köthető természeti értékek gazdagsága. Jó példa erre a mezőgazdasági területekhez köthető madárfajok állományváltozásait leíró Farmland Bird Index (<http://greenfo.hu/hirek/2016/05/05/tovabb-csokken-mezogazdasagi-teruleteink-madarvilaga>). A magyar mezőgazdasági tájak számos természeti kincset rejtnek, ugyanakkor kiemelt figyelmet kell fordítani azok védelmére.

1.5. Problémafelvetés, célkitűzések

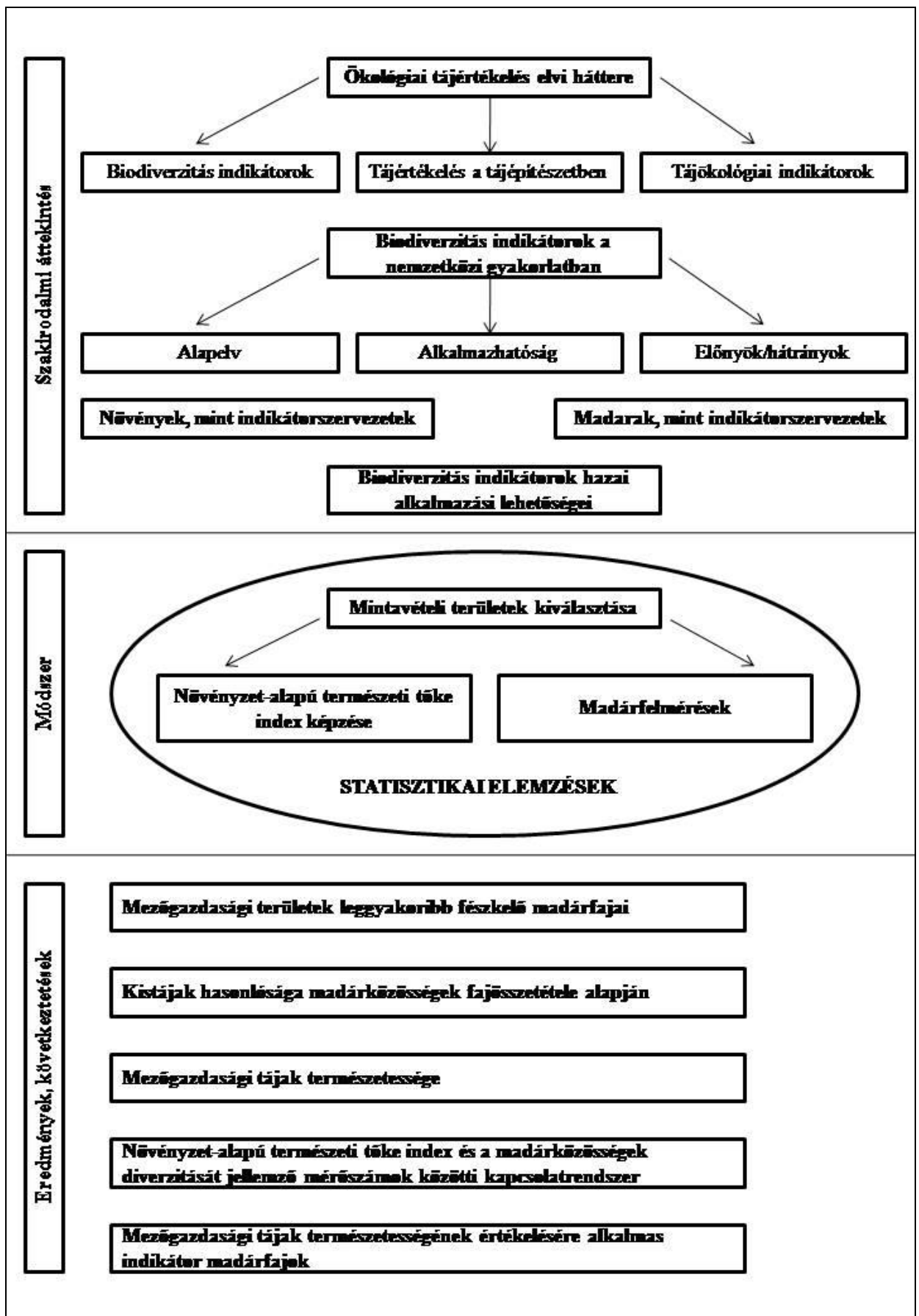
Doktori kutatásom során ökológiai tájértékelésekre használható biodiverzitás indikátorok különböző csoportjait hasonlítottam össze nyolc hazai síkvidéki, alapvetően mezőgazdasági jellegű kistáj példáján keresztül. Amíg a növényzet-alapú természeti tőke index a helyhez kötött szesszilis életmódú növények alapján értékeli a tájakat, addig a madárközösségek abundanciáját jelző mutatószámok a mozgékony madarak alapján teszik meg mindezt.

Vizsgálatomban a következő célokat tűztem ki:

- a) Leggyakoribb mezőgazdasági fészkelő madárfajok azonosítása, valamint az ezen területeket valamilyen célra használó leggyakoribb madárfajok detektálása.
- b) Egyes kistájakat jellemző madárközösségek összehasonlító elemzése fajösszetétel alapján.
- c) Mezőgazdasági tájak természetességének értékelése a növényzet-alapú természeti tőke index és a mezőgazdasági madárközösségek diverzitását jellemző mérőszámok alapján.
- d) A növényzet-alapú természeti tőke index és a mezőgazdasági madárközösségek diverzitását jellemző mérőszámok közötti kapcsolatrendszer feltárása.
- e) Indikátor madárfajok megállapítása, melyek alkalmasak a mezőgazdasági tájak természetességének meghatározására.

A disszertációm szempontjából fontos letisztázni a közösség-szintű és a faj-szintű indikátor fogalmát, melyeket a madarak körében használok. A közösség-szintű indikátorok esetében a madárközösségeket általánosan leíró fajsám, teljes abundancia és Shannon-index kerültek felhasználásra, melyek a madárközösségek összetételéről, diverzitásáról és kismértékben annak

szerkezetéről nyújtanak információt. A faj-szintű indikátorok esetében az egyes madárfajok ökológiai indikációs tulajdonságait használtam fel, hiszen valamennyi madárfaj jelzi a bekövetkező környezeti változásokat, illetve közvetlen környezetét is minősíti. A doktori disszertáció felépítését és főbb pontjait a 3. ábra mutatja be.



3. ábra A doktori disszertáció felépítése.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Az ökológiai tájértékelés és annak elvi háttere

A biodiverzitás az élő természet eredendő alaptulajdonsága, amely a biológiai szerveződés több szintjén is kifejezésre jut, kezdve a génektől egészen az ökoszisztémáig (NOSS et al. 2000; PURVIS & HECTOR 2000). Ebből kifolyólag teljes egésze monitorozásának legnagyobb nehézségei az ökológiai rendszerek mérhetetlen komplexitása, az idő- és pénz, a megfelelő szakember gárda és a megfelelő technikai feltételek hiánya (GREGORY & VAN STRIEN 2010; KATI et al. 2004; RODRIGUES & BROOKS 2007). A biodiverzitás jellemzése a megfelelően kiválasztott objektumok valamilyen szempont szerint történő jellemzésén keresztül lehetséges, ami kiküszöböli az előbbieken említett nehézségeket. Ezen indikátorok különböző típusúak lehetnek (EGLINGTON et al. 2010; GREGORY et al. 2005; HILTY & MERLENDER 2000), de mindannyian a biodiverzitás minőségét és/vagy mennyiségét a rajtuk mérhető változóikkal jellemzik/mérik. A biodiverzitás indikátorok definiálásának számos módja van, ezek közül az egyik megfogalmazás szerint az indikátor egy mennyiségi mértékegység, amely egy összetett rendszert vagy jelenséget ír le (CZÚCZ & ARANY 2015). Másik megfogalmazás szerint az élő természet állapotát jellemző mutatószámokat nevezzük így. Fejlesztésük egyik fő célja, hogy objektív képet kaphassunk a körülöttünk lévő természeti világ állapotának egy jellemző részletéről, valamint mérhető legyen az ökoszisztémák állapota és a változások trendjei, illetve a bennük lezajló ökológiai folyamatok (EEA 2007; MOLNÁR & HORVÁTH 2008; NIEMEIJER & DE GROOT 2008; TEN BRINK 2006; VAN STRIEN et al. 2009).

A sikeres indikátornak több ismérve van: felhasználó vezérelt, szakpolitikailag releváns, tudományosan megalapozott, megbízható, standard módszereket használva jól mérhető, tényszerű, térben és időben fogékony a változásokra, a komplex jelenségek kommunikálásában egyszerűsített információkat közöl, kompromisszumot képez a tudományos alaposság és a fogalmi egyszerűség között, költség-hatékony, következetes és szélesebb kontextusban is értelmezhető (CBD 2003; GREGORY et al. 2003, 2005; TEN BRINK 2006). Fontos, hogy biológiai, módszertani és társadalmi oldalról egyaránt megbízhatóak legyenek (BURGER 2006). Nagyon gyakran azért használjuk őket, hogy valamilyen lényeges üzenetet közvetítsünk a szakpolitikai döntéshozók felé (HEINK & KOWARIK 2010). A tudományos eredmények ilyenén való interpretálása a szakpolitika felé nem egyirányú utat jelent, a szakpolitika felől érkező kérdéseket tudni kell lefordítani a kutatók nyelvezetére (TURNHOUT et al. 2007). Éppen

ezért egy sor specifikus kritériumnak is meg kell felelnie ezen indikátoroknak, úgymint megbízhatóság vagy legitimitás (ECKLEY 2001). Az ilyen típusú indikátorokat összefoglaló néven biodiverzitás indikátoroknak nevezzük, ugyanakkor egyre növekvő mértékben használjuk az ökoszisztémák állapotának monitorozására (NIEMEIJER & DE GROOT 2008), hiszen sokkal többet mutatnak az élő szervezetek diverzitásánál, sok esetben általános indikátorainak tekinthetők az ökoszisztémák egészségi állapotának (TEN BRINK 2006). Ennek megfelelően egy jó biodiverzitás indikátor jelzi az ökoszisztéma egész állapotát és reagál a környezeti változásokra, mindamelllett sok ismeret áll rendelkezésre róla és könnyen mérhető (DALE & BEYELER 2001).

Az ökoszisztémák egészségének és a biodiverzitás állapotának feltárásához, valamint a trendek nyomon követéséhez gyakran konkrét fajok, fajcsoportok, taxonómiai csoportok jelenlétét, abundanciáját használják indikátorként (BALMFORD et al. 2005; BROWDER et al. 2002; CANTERBURY et al. 2000; DE HEER et al. 2005; MACE & BAILLIE 2007). Ezek alkalmasak arra, hogy átfogó képet nyújtsanak az aktuális ökoszisztémák egészségi állapotáról, melyet több taxoncsoport esetében vizsgáltak, így növényeknél (CROFT & CHOW-FRASER 2007), vízi gerincteleneknél (BERKMAN et al. 1986), lepkéknél (BLAIR & LAUNER 1997; KREMEN 1992), halaknál (KARR et al. 1986; KARR 1991; SEILHEIMER & CHOW-FRASER 2006) és madaraknál (BRADFORD et al. 1998; CANTERBURY et al. 2000; CROONQUIST & BROOKS 1991). Megjegyzendő ugyanakkor, hogy az általános indikációs elv alapján minden szünbiológiai objektum alkalmas indikátornak tekinthető, hiszen jelenségszerű tulajdonságaival és azok változásaival saját környezetét jellemzi, minősíti (JUHÁSZ-NAGY 1986).

A tájértékelés hazánkban különösen erős és nagy hagyományú iskolája a tájépítészetben alkalmazott értékelési módszertanok, mely különösen a kulturális ökoszisztéma szolgáltatások kapcsán lehet nagy jelentőségű (CSEMEZ 1996; KOLLÁNYI et al. 2013). Ez az irányzat a tájat alapvetően három szempontból vizsgálja: elsődleges szerkezet (természeti adottságok miatt alakulnak ki), másodlagos szerkezet (területi mintázat, mely a természeti adottságokra épülő tájhasználat miatt alakul ki) és harmadlagos szerkezet (tervezési, politikai döntések nyomán jön létre). A tájszerkezeti és funkcionális kutatások mellett az utóbbi években egyre inkább teret kapnak a folyamatorientált vizsgálatok, melyek során terepi mérésekre és térképezésekre alapozva, a tájat egészében, nagyobb léptékben vizsgálva keresik a választ a tájak működésére (FORMAN 1995; MEZŐSI & FEJES 2004).

Ezen vizsgálatokhoz különböző tájmetriai mutatókat alkalmaznak, mely a tájak térbeli heterogenitására építkezve a tájak szerkezeti jellemzőire próbál választ adni, ezen tájjelemek egyedi jellemzőit és táji szintre vonatkozó indexeit fejezi ki kvantitatív formában (McGARIGAL

2002). Az indexek alapvetően a heterogenitás alapegységeit, a foltokat, a folyosókat és a mátrixokat írják le, ugyanakkor nemcsak az egyedi elemek tulajdonságait elemzik, jóval túlmutatnak azon (CSORBA 2006; FORMAN 2005; McGARIGAL 2002). A tájmetriai indexek legfontosabb szintjét a táji szintű indexek jelentik, melyek a táj összes foltjának a tulajdonságai alapján értelmezhetőek (FORMAN 2005; McGARIGAL 2002).

A biológiai sokféleség és az ökoszisztémák állapotát jelző mutatószámok alkalmasak arra, hogy jellemezzék az egyes tájak adottságait, képesek legyenek a változásokat lekövetni, valamint lehetőséget nyújtanak az időben és térben való összehasonlításra. Maguknak a tájindikátoroknak nincs elfogadott csoportosítása, azokat többféleképpen kategorizálhatjuk (pl. aszerint, hogy milyen változóból képezzük vagy mit jeleznek). Egyik általános osztályozásuk biofizikai, társadalmi és gazdasági mutatókra osztja őket. A biodiverzitás indikátorok azok, melyek a legalkalmasabbak a tájak természetességének értékeléséhez, a változások számszerűsítéséhez, ennek megfelelően a legújabb kutatások is ezen dinamikus tájindikátorokra fókuszálnak (KOLLÁNYI 2004).

A tájak természetességének leírására több mutató is alkalmas, ezeket többféleképpen csoportosíthatjuk. Az egyik csoportosítás szerint megkülönböztetjük a statikus közvetlen fizikai és képzett komplex mutatókat (pl. domborzat, területhasználat, tájterhelhetőség); a változásokra viszonylag gyorsan reagáló és a tájak természetességét jól jelző dinamikus biológiai mutatókat; a tájak szerkezetét és fragmentáltságát leíró indikátorokat (foltsűrűség, szegélyűsűrűség, területhasználatok száma, Shannon index); a térbeli mintázatot leíró szomszédsági mutatókat és az Érzékeny Természeti Terület (ÉTT) indexet (KOLLÁNYI 2004). Más csoportosítás szerint egyes mutatók egy-egy élőhelyre vagy élőlény-csoportra alkalmazhatóak, mások egy egész tájat vagy tájegységet képesek jellemezni. Sok esetben az indikátorok térbeli felbontása rugalmas, vagyis az egyes részterületek összeadódva egy-egy nagyobb táj értékelésére alkalmasak, ugyanakkor vannak olyan lokális indikátorok is, melyek nagyobb léptékű ábrázolása nem érdemes (pl. élőhelyek hálózati struktúráját feltáró tájökológiai indikátorok). A tájak természetességének értékelése szempontjából elsősorban azon mutatószámok az érdekesek, melyek a minőségét jelzik, ugyanakkor fontosak lehetnek a mennyiségi, a mintázati és az összetett indikátorok is (MOLNÁR & HORVÁTH 2008).

Az emberi tevékenység általában a biológiai sokféleség, ezáltal a Föld természetes felszínének homogenizálódásával jár. Ugyanakkor a beépítések, a mesterséges létesítmények révén megnövekedhet a táji elemek száma, ezáltal a tájak változatossága. Azt, hogy az emberi hatások miként jelennek meg a tájban, a hemerobiaszintekkel jellemezhetjük. Maga a hemerobia az emberi hatás mértékét fejezi ki a természetes ökoszisztémákra (BASTIAN 1994; CSORBA

2003). A tájalkotó tényezők vizsgálata lehetővé teszi a tájrészletek természetességének, valamint az emberi átalakítottság mértékének meghatározását, feltéve ha a kategóriákba történő besorolás objektív mérőszámok alapján történik. Eddig elsősorban a növényzettel és a talajjal kapcsolatos kutatások voltak sikeresek (CSORBA 2003; LUDER 1980). A tájépítészetben gyakran a "táj leterheltségének", emberi behatásának kifejezésére használják a hemeróbia fogalmát, és az egyes hemeróbia kategóriákat igyekeznek egy-egy területhasználati kategóriával megfeleltetni (CSORBA 2003). Összességében a maga korlátaival ez a koncepció is kifejezi a tájak természetességét.

A tájökológiában számos olyan indikátor ismert, melynél az egyes mutatószámokba több tájföldrajzi jellemzőt építenek be. Ezek a tájszerkezetre vonatkozó indikátorok azért lehetnek különösen fontosak, mert több esetben bizonyítást nyert, hogy az egyes tájszerkezeti elemek és a fajgazdagság között szoros összefüggés van, ami az eddigiekhez képest egy másfajta aspektusát adja a tájak természetességének értékelésének (DALE et al. 2000; DAUBER et al. 2003; WAGNER et al. 2000). A tájmintázat segítségével képet kaphatunk a táj emberi átalakítottságának mértékéről, a természetes és az ember által átalakított tájfoltok területi elrendeződésére. A homogén egységek lehatárolásával folt-sűrűségi méréseket végezhetünk, a kép azonban csak akkor lesz teljes, ha megvizsgáljuk az egyes foltok alakját is, hiszen azonos folt-sűrűségi érték eltérő mintázatot takarhat. Ez az indikátor kevésbé alkalmas adott táj ökológiai működésének értékelésére, ugyanakkor fontos az, hogy lássuk a mögöttes okokat is (CSORBA 2006; LÓCZY 2002). Ezt küszöböli ki a táji változatosság kifejezésére alkalmas tájtagoltság, melynél a táj működésében azonos szerepet betöltő foltok közötti kapcsolatrendszer vizsgáljuk (CSORBA 2006). A tájhasználati stabilitás tetszőleges időtávlati síkon mutatja meg mennyire állandóak az egyes területhasználati foltok, hol és miért történtek lényeges művelési-ágváltások, s ezek milyen változásokat okozhattak a tájak ökológiai működésében (CSORBA 2006; ILLYÉS 1997). A táj egészségi állapota indikátor segítségével jellemezni lehet, hogy a tájszerkezeti kapcsolatok, területhasználati irányváltások mennyire értékes tájökológiai szerkezetet hoznak létre, vagyis kiegészíti az előzőekben felvázolt mutatószámokat. Fentebbi indikátorok alapvetően három szempontot vizsgálnak az adott tájban: a mozaikosság, az emberi befolyásoltság, valamint az egyes tájfoltok összekapcsoltságának mértékét (CSORBA 2006). Összességében ezen indikátorok hozzájárulnak ugyan az egyes ökoszisztémák általános állapotának leírásához, ám fontos kihangsúlyozni, hogy ezek alapvetően ökológiai szempontú tájszerkezeti vizsgálatok, és teljes mértékben nem alkalmasak a tájak természetességének értékelésére.

2.2. Általános biodiverzitás indikátorok a nemzetközi gyakorlatban

A következőkben a nemzetközi gyakorlatban ismert legfontosabb biodiverzitás indikátorokat mutatom be, melyek közül több aggregált biodiverzitás indikátor többé-kevésbé alkalmas az egyes tájak, tájrészletek és ökoszisztémák egészségi állapotának leírására. Globális szinten nagy kihívást jelent egy egységes módszertan biztosítása, aminek több hátránya is van. Egyik leggyakrabban jelentkező probléma a térbeli felbontás, sok esetben csak globális szinten alkalmazhatóak, holott a legtöbb alkalommal regionális-helyi döntéstámogatásra lenne szükség. Mivel ezek az indikátorok egyszerűsítés útján keletkeznek, ezért logikus, hogy ezzel együtt információvesztés is jár (pl. eltűnik a térbeli heterogenitás; elveszik az ökológiai jelentőség). Amennyiben nagy területekről szeretnénk pontos képet kapni, sokszor gondot okoz a megfelelő növényzeti, állattani és táji adatok hiánya (BENEDEK 2012; MOLNÁR & HORVÁTH 2008). Sokszor felmerül az a kérdés, hogy mely táji adottságokat, tulajdonságokat kell mérnie az indikátoroknak, ennek eldöntése is komoly gondot okozhat (MOLNÁR & HORVÁTH 2008). További hátránya lehet ezen indexeknek, hogy az egyes indikátorfajok kiválasztása sokszor önkényes alapon történik, nagy adatigényűek és ezeknek az adatoknak a hozzáférése sok esetben nehézségekbe ütközik (BENEDEK 2012; TEN BRINK 2006).

A holland gyökerekkel rendelkező természeti tőke index (Natural Capital Index, NCI) a fajok átlagos gyakorisági értékeit viszonyítja egy viszonylag érintetlen "referencia állapothoz". Külön érdekessége, hogy a természetes ökoszisztémák mellett az agrár ökoszisztémáknak is van NCI-je, ahol a referenciaállapot nem a korábbi természetes növénytakaró, hanem a korábbi hagyományos művelésű mezőgazdasági táj. Mindkét esetben a megmaradt élőhelyek minőségéből és mennyiségéből következtetnek a fajok átlagos gyakorisági értékeire (TEN BRINK 2006). A norvég természeti tőke index (Norwegian Nature Index, NI) hasonló az előzőhöz, ugyanakkor a védett fajok mellett egyéb gyakori fajok is szerepelnek benne, valamint a leíró mutatók helyett olyan változókat is alkalmaznak, mint például a szaporodási ráta vagy a különböző érzékenységi indexek. Összesen 300 indikátor kombinálásával alkották meg, s megjelenik benne a közösségi szemlélet is, például a tavi plankton közösségek esetében az ún. trofikus index (CERTAIN et al. 2011). A következő három index már nem tesz különbséget a természetes és mesterséges élőhelyek között. A WWF által 1997-ben megalkotott Living Planet Index (LPI) esetében a referenciaév éppen attól függ, hogy adott faj esetében mikor történtek az első mérések, de általában az 1970-es évek környékére tehető. Gerinces fajok tömegességére vonatkozó idősorok alapján vázolja fel a populációs trendeket az egyes ökoszisztémákban globálisan és regionálisan, például van külön szárazföldi és vízi index is (LOH et al. 2005; TEN

BRINK 2006). A Biodiversity Intactness Index (BII) és a Mean Species Abundance (MSA) a fajok átlagos gyakorisági értékeit viszonyítja egy viszonylag érintetlen "referencia állapothoz". Előbbi alapvetően földhasználati és felszínborítási adatokat használ, melyekhez állandó biodiverzitási értékek tartoznak. Utóbbit gyakran idősoros globális és nagy léptékű regionális elemzésekhez használják, múlt-jelen-jövő (szcenáriók) összevetésében, mivel kitűnően kombinálható egyes társadalmi-gazdasági mutatókkal. Ezen indexek közös jellemzője, hogy habár a fajok átlagos gyakorisági értékeit veszik figyelembe, az egyes ökoszisztémákat helyezik középpontba, mindemellett pedig regionális és globális léptékben egyaránt alkalmazhatóak, sőt némelyikük helyi szinten is (BENEDEK 2012; TEN BRINK 2006).

Az alábbi két nemzetközileg elfogadott aggregált biodiverzitás mutatószám esetében az egyes fajok állnak a középpontban. Ezek közül a Species Assemblage Trend Index (STI) a fajcsoportok átlagos gyakorisági értékeit viszonyítja egy referencia évhez. Ezek a fajcsoportok lehetnek endemikus fajok, vonuló fajok, stb. Jó példa rá a Farmland Bird Index, mely mutató változásával a mezőgazdasági tájak egészségi állapotára is következtethetünk. A Természetvédelmi Világszövetség (IUCN) által 2004-ben kifejlesztett Red List Index (RLI) a fajok gyakoriságának változását méri a kihalási valószínűség figyelembe vételével, egy bizonyos referencia évhez viszonyítva (BENEDEK 2012; TEN BRINK 2006). A nemzetközi indexeket az 1. táblázat foglalja össze.

Mindegyik index viszonylag egyszerű és jól kommunikálható, az üzeneteik könnyen átadhatóak a közembereknek. A felszínborítás légi felvételek alapján könnyen elemezhető, így alkalmazhatóságát tekintve a Biodiversity Intactness Index (BII) az egyik legjobb, ugyanakkor nem tesz különbséget a természetes és az agrár-ökoszisztémák között. A Living Planet Index (LPI) nagy előnye, hogy védett és nem védett fajokat egyaránt számba vesz, a reprezentativitása viszont nem egyenletes. Minden gyakori fajt magában foglal a Mean Species Abundance (MSA) index, viszont sok hátránya is van (egyforma súlyozás, nehéz adathozzáférés, stb.). Nagyon jó térbeli felbontása és aggregálhatósága okán az egyik legnépszerűbb a Natural Capital Index (NCI), hátránya, hogy a növényzeti térképet mindig aktualizálni szükséges. A Norwegian Nature Indexben (NI) a védett fajok mellett a gyakori fajok is hangsúlyosan megjelennek, de nagy adatigénye és mintavételezési költsége mellett még szükség lenne más régiókra való adaptációjára is. A Red List Index (RLI) az IUCN útmutató alapján könnyen adaptálható ugyan, de a megfelelő adatok elkészítése/hozzáférése igen körülményes. A Species Assemblage Trend Index (STI) jó kommunikálhatósága mellett nagy hátránya, hogy az indikátorfajok önkényes kiválasztása mellett még költséges is a mintavételezés. A nemzetközi indexek előnyeit és hátrányait részleteiben a 2. táblázatban ismertetem, különös tekintettel hazai alkalmazásukra.

1. táblázat A nemzetközi indexek vizsgálati eleme, referencia állapota, értékelési alapelve, mérési alanya, felbontása, hazai alkalmazása és a felhasznált irodalom (BENEDEK 2012; CERTAIN et al. 2011; TEN BRINK 2006).

Index	Biodiversity Intactness Index (BII)	Living Planet Index (LPI)	Mean Species Abundance (MSA)	Natural Capital Index (NCI)	Norwegian Nature Index (NI)	Red List Index (RLI)	Species Assemblage Trend Index (STI)
Vizsgálati elem	ökoszisztéma	ökoszisztéma (fajok aggregálásával)	ökoszisztéma (fajok aggregálásával)	ökoszisztéma	ökoszisztéma	faj	faj
Referencia állapot	zavartalan állapot	~1970, de fajonként változó	zavartalan állapot	iparosodás előtti kor	zavartalan állapot	kihalási kockázat	1980
Értékelési alapelv	minél természetesebb a jobb	magasabb egyedszám a jobb	magasabb egyedszám a jobb	minél természetesebb a jobb	minél természetesebb a jobb	kisebb kockázat a jobb	magasabb egyedszám a jobb
Mérési alany	természetesség változása	fajok gyakoriságának változása	természetesség változása	természetesség változása	természetesség változása	veszélyeztetett fajok kihalási kockázatának változása	fajcsoportok gyakoriságának változása
Felbontás	nagyon alacsony	nagyon alacsony	nagyon alacsony	nagyon jó (magyarországi adaptáció)	nagyon jó (csak Norvégiára használható)	nagyon alacsony	nagyon alacsony

Hazai alkalmazás	nem	nem	nem	Igen (MTA ÖK)	nem	nem	Igen (MME)
Hivatkozás	TEN BRINK 2006	BENEDEK 2012	TEN BRINK 2006	BENEDEK 2012; TEN BRINK 2006	BENEDEK 2012; CERTAIN et al. 2011	BENEDEK 2012	TEN BRINK 2006

2. táblázat A nemzetközi indexek előnyei és hátrányai, különös tekintettel hazai alkalmazásukra (BENEDEK 2012; CERTAIN et al. 2011; CZÚCZ et al. 2012; TEN BRINK 2006).

Index	Előnyök	Hátrányok
Biodiversity Intactness Index (BII)	<ul style="list-style-type: none"> - egyszerű - jól kommunikálható - földhasználat-változás és felszínborítás-változása könnyen monitorozható 	<ul style="list-style-type: none"> - alulbecsüli a "veszteségeket" - térbeli felbontás nagyon alacsony - nem tesz különbséget a természetes és az agrár-ökoszisztémák között
Living Planet Index (LPI)	<ul style="list-style-type: none"> - egyszerű - jól kommunikálható - párhuzamosan sok faj populációs trendjét veszi figyelembe - védett és nem védett fajokat egyaránt figyelembe vesz 	<ul style="list-style-type: none"> - reprezentativitása nem egyenletes (pl. gerincesek felülreprezentáltak) - mintavételezés költséges - térbeli felbontás nagyon alacsony
Mean Species Abundance (MSA)	<ul style="list-style-type: none"> - egyszerű - jól kommunikálható - minden gyakori fajt magában foglal - földhasználat és egyéb tényezők könnyen monitorozhatók 	<ul style="list-style-type: none"> - a fajokat egyforma súlyozással veszi figyelembe - alulbecsüli a "veszteségeket" - indikátorfajok kiválasztása önkényes - megfelelő adatok hozzáférése nehézkes - térbeli felbontás nagyon alacsony
Natural Capital Index (NCI)*	<ul style="list-style-type: none"> - egyszerű - jól kommunikálható - nagyon jó térbeli felbontású - tematikusan és térben rugalmasan aggregálható és felbontható - több hazai adatbázissal használható (pl. MÉTA, NBmR) 	<ul style="list-style-type: none"> - az értékek a MÉTA felmérés egyszeri jellegéből következően a felméréskori állapotra vonatkoznak, így újrafelvételezésre lehet szükség
Norwegian Nature Index (NI)	<ul style="list-style-type: none"> - egyszerű - jól kommunikálható - védett fajok mellett a gyakori fajok is hangsúlyosak - leíró mutatók mellett egyéb változókat is tartalmaz (pl. szaporodási ráta) - megjelenik a közösségi szemlélet 	<ul style="list-style-type: none"> - nagy adatigényű, mintavételezés költséges - csak Norvégiára van kidolgozva, adaptációja máshova nagyon munkaigényes

Red List Index (RLI)	<ul style="list-style-type: none"> - egyszerű - jól kommunikálható - kevésbé érzékeny az egyedszámban bekövetkezett változásokra - IUCN útmutató könnyen adaptálható - a fajok viszonylag könnyen monitorozhatóak 	<ul style="list-style-type: none"> - indikátorfajok kiválasztása önkényes - csak a veszélyeztetett fajokat veszi figyelembe - térbeli felbontás nagyon alacsony - megfelelő adatok elkészítése/hozzáférése nagyon körülményes
Species Assemblage Trend Index (STI)	<ul style="list-style-type: none"> - egyszerű - jól kommunikálható 	<ul style="list-style-type: none"> - indikátorfajok kiválasztása önkényes - mintavételezés költséges - térbeli felbontás nagyon alacsony

* hazánkra adaptált növényzet-alapú természeti tőke index

2.3. Kitüntetett fajcsoportok szerepe a biodiverzitás indikátorokban

Az egyes fajok és taxonómiai csoportok biodiverzitás indikátorként, ezáltal az ökoszisztémák állapotának feltárására való alkalmazhatósága igen széles léptékben mozog. Habár az általános indikációs elv alapján minden szünbiológiai objektum alkalmas indikátornak tekinthető (JUHÁSZ-NAGY 1986), mégis vannak olyan élőlény csoportok, melyeket lényegesen gyakrabban alkalmaznak. Ezek jellemzően olyan fajok vagy fajcsoportok, melyek ökológiája jól ismert és rengeteg adat áll róluk rendelkezésre, vagy legalábbis jól vizsgálhatóak. Ezek közül két csoportnak kitüntetett szerepe van: a növényeknek és a madaraknak. Elsődleges termelők révén alapvető fontosságúak a növények, így gyakori alkalmazásuk nem meglepő (BORHIDI 1995; LIIRA et al. 2008; QUIAN & RICKLEFS 2008). A madarak mellett elsősorban népszerűségük szól, ami miatt évről évre rengeteg adat keletkezik velük kapcsolatban (BRADFORD et al. 1998; CANTERBURY et al. 2000; CROONQUIST & BROOKS 1991; GREGORY et al. 2005; GREGORY & VAN STRIEN 2010; SZÉP et al. 2012).

2.3.1. Növények, mint indikátorszervezetek szerepe és jelentősége az ökoszisztémák állapotának értékelésében

Nagy általánosságban elmondható, hogy amikor a tájak természetességének, ökológiai működésének jellemzéséről beszélünk, alapvetően a növényzetet vesszük alapul (LÓCZY 2002). Népszerűségük oka rendkívül sokrétű: helyhez kötöttek (szesszilis életmódúak), ezáltal finomabb léptékű elemzések is elérhetővé válnak; könnyen felismerhetők; életmenetük viszonylag jól feltárt; a táplálékhálózat legalján helyezkednek el, így kulcsszereplői az

ökoszisztémák működésének; rengeteg monitoring program és ezáltal adatbázis érhető el velük kapcsolatban. Meg kell jegyezni, hogy szesszilis életmódjuk miatt csak közvetlen környezetükről nyújtanak információt (CZÚCZ et al. 2008; PARKES et al. 2003).

Fentiek alapján nem meglepő, hogy az egyes ökoszisztémák állapotának értékelésére és monitorozására gyakran alkalmazzák a növényeket és magát a vegetációt, figyelembe véve annak faj- és szerkezeti összetételét. Az egyik leggyakrabban alkalmazott módszer az élőhelyek degradálódásának és eltűnésének mérése (BALMFORD et al. 2003), különösen az erdők térvesztése (ACHARD et al. 2002; HUGHES et al. 1997), de konkrét ökoszisztémák természetességének értékelésére is van példa (BORHIDI 1995). A növényzetnek más taxonómiai csoportok fajgazdagságával való összefüggését több taxonómiai csoport esetében kimutatták (LIIRA et al. 2008; QUIAN & RICKLEFS 2008), ami sokkal erősebb a mérsékelt övi csoportok esetében, mint a trópusokon (WOLTERS et al. 2006). A mezőgazdasági tájak esetében annak intenzifikációjának növekedésével növények esetében is bebizonyították, hogy csökken a fajgazdagságuk (LIIRA et al. 2008), hasonlóan más taxonómiai csoportokhoz (DONALD et al. 2006; SMITH et al. 2005).

Az alábbiakban bemutatott mutatószámokat alapvetően határozza meg a növényzet szerkezete és összetétele, ugyanakkor az egyes mutatóknál egyéb szempontok is felmerülnek. Egy adott táj ökológiai regenerációs potenciáljának értékelésénél egy komplex biotópértékelésre van szükség a biotikus elemek figyelembevételével, melyhez olyan paraméterek felvétele szükségesek, mint a növényzet típusa, a színtezettség, a növénytársulások kora vagy a ritka fajok jelenléte (BASTIAN 1992). A következőkben felsorolt indikátoroknak adatforrásai lehetnek a MÉTA és az NBmR program, mindkét esetben terepi adatgyűjtés folyt/folyik a növényzet természetességéről. Az élőhelyek átlagos természetessége térben és tematikusan rugalmasan felbontható, minőségi mutatószám. A természetesség-értékre többféle középérték számítható, élőhelyenként és élőhely-csoportonként egyaránt. A természetes és természetközeli növényzet aránya térben és tematikusan rugalmasan felbontható, minőségi mutatószám. Logikája, hogy a legtermészetesebb előfordulások területét viszonyítja az összes előfordulási területéhez. Már az összetett indikátorok közé tartozik a természeti tőke index, amely mennyiségi és minőségi szempontokat egyaránt figyelembe vesz. Térben és tematikusan felbontható, a pillanatnyi állapotot az egykori zavartalan állapothoz viszonyítja, szabványosítható és jól kommunikálható. Az élőhelyi sokféleség már táji szinten értelmezhető mérőszám, ugyanakkor térben ez is rugalmas. Mérőszám lehet az adott területen előforduló élőhelyek darabszáma és azok területe vagy a Shannon-index (MOLNÁR & HORVÁTH 2008).

Ahhoz, hogy táji léptékű értékelést tegyünk, valamilyen szintű aggregációs eljárást kell alkalmaznunk. Ennek egyik módja, hogy helyi szinten értékeljük az ökológiai állapotot a növényzet szerkezeti és összetételi sajátosságainak figyelembe vételével (CZÚCZ et al. 2008; PARKES et al. 2003). Ezeket aztán valamilyen aggregált eljárás során összevonjuk, ami már alkalmas lesz tájak, tájegységek természetességi állapotának értékelésére, illetve azok összehasonlítására. Jól ismert külföldi példája a természeti tőke index (TEN BRINK 2006), melyet hazánkra is sikerrel adaptáltak (CZÚCZ et al. 2012). A tájak természetességét alapvetően a növényzet állapotából mutatja meg, azt viszont a növényzet összetétele és egyéb szerkezeti tényezők határozzák meg. Területösszegzésen alapul, a pillanatnyi állapotot az egykori természetes, vagyis zavartalan állapothoz hasonlítja (CZÚCZ et al. 2008; 2012).

2.3.2. Madarak, mint indikátorszervezetek szerepe és jelentősége az ökoszisztémák állapotának értékelésében

A madarakat gyakran alkalmazzák az ökoszisztémák egészségi állapotának és a biodiverzitás minősítésére (BILDSTEIN 2001; BRADFORD et al. 1998; BROWDER et al. 2002; GREGORY et al. 2005). Népszerűségük oka sokrétű: rendszertanuk letisztázott, életmenetük jól ismert, gyakorlatilag az összes főbb élőhely típusban megtalálhatóak, a táplálékhálózat legfelsőbb szintjein helyezkednek el, érzékenyek a környezeti változásokra, viszonylag könnyen monitorozhatóak, rengeteg monitoring program és ezáltal adatbázis érhető el velük kapcsolatban (BURGER 2006; GREGORY et al. 2010; PEARSON 1994). Vannak erősen limitáló tényezők is alkalmazhatóságukat illetően, úgymint a fajok egy része vonuló, generalista és egyazon faj több élőhelyen is megtalálható lehet (GREGORY et al. 2005; GREGORY & VAN STRIEN 2010; SZÉP et al. 2012). Egyre nagyobb szerepet kapnak az egyes szakpolitikai kérdések értelmezésében, így gyakorta használják őket a fenntartható fejlődés indikátoraiként vagy éppen a biodiverzitás csökkenésének megállítását megcélzó egyes programok nyomon követésére, legfőképp az Európai Unió és Észak-Amerika területén (GREGORY et al. 2005; GREGORY & VAN STRIEN 2010; KSH 2008).

Több kutatás rávilágított arra, hogy gyakran közeli kapcsolat van a madarak diverzitása és a teljes biodiverzitás között (GREGORY & VAN STRIEN 2010; KATI et al. 2004; SAUBERER et al. 2004), ugyanakkor nagyon erős kapcsolatot nem dokumenáltak (EGLINGTON et al. 2012; KATI et al. 2004; LUND & RAHBEK 2004; PEARMAN & WEBER 2007). Használták már őket kimondottan az ökoszisztémák állapotának jellemzésére erdőknél (CANTERBURY et al. 2000), ártéri területeknél (CROONQUIST & BROOKS 1991),

gyepeknél (BROWDER et al. 2002), mocsaraknál (SMITH-CARTWRIGHT et al. 2011) és erdőekkel-agrárterületekkel vegyesen borított mozaikos tájaknál (PAQUET et al. 2006). Alkalmazhatóságuk változó, gyepeknél kimondottan jól jelzik az ökoszisztémák természetességét (BROWDER et al. 2002), ugyanakkor bokros, legelt területek esetében már árnyaltabb képet kapni (BÁLDI et al. 2005; BRADFORD et al. 1998). Ráadásul az előbbi tanulmányokban alkalmazott módszertanok nemcsak lokális, de regionális léptékben is sikerrel alkalmazhatóak. Nemcsak madárközösségek (BRADFORD et al. 1998; BROWDER et al. 2002; PADOA-SCHIOPPA et al. 2006; PAILLISSON et al. 2002), hanem egy-egy madárcsoport esetében is történtek vizsgálatok. Ezek közül a harkályok kimondottan jó előrejelzői más madárcsoportok fajgazdagságának, illetve ezzel párhuzamosan az erdei ökoszisztémák egészségi állapotának (DREVER et al. 2008). A kutatások jelentős része a természetes ökoszisztémákra irányult, ugyanakkor szép számmal találhatóak olyanok is, melyek az emberi környezetre és az egyes emberi tevékenységekre fókuszálnak (PAILLISSON et al. 2002; PALACIO-NÚÑEZ et al. 2007). Általánosságban az állapítható meg, hogy azon tájegységek a legfajgazdagabbak, melyek mozaikos tájszerkezettel rendelkeznek és az emberi behatásoktól a legkevésbé érintettek (PALACIO-NÚÑEZ et al. 2007).

Az utóbbi években a figyelem egyre inkább a mezőgazdasági területek felé terelődött, elsősorban a száraz- és nedves gyepes, illetve a különböző kultúrák borította szántóföldek felé. Ennek oka, hogy amíg évszázadokon keresztül a hagyományos mezőgazdasági gyakorlat fajokban gazdag élőhelyet teremtett, illetve tartott fenn (BIGNAL & McCRACKEN 1996; ERHARDT & THOMAS 1991), addig a mezőgazdaság intenzifikációjával számos korábban gyakori faj állománya drasztikusan zuhant vagy akár el is tűnt (DONALD et al. 2006; FULLER et al. 2000; LARSEN et al. 2011; SIRIWARDENA et al. 1998; STJERNMAN et al. 2013). A legtöbb ilyen jellegű vizsgálatot Nagy-Britanniában és Nyugat-Európában végezték. 1970 óta a brit mezőgazdasági területek madarainak száma jelentősen lecsökkent, sokszor az 50%-ot is meghaladóan, azonban három fajnál, a mezei verébnél (*Passer montanus*), a fogolynál (*Perdix perdix*) és a sordélynál (*Miliaria calandra*) 80%-os csökkenést tapasztaltak (SIRIWARDENA et al. 1998). Ezen fajok visszaszorulása Nyugat-Európa egyéb országaira is jellemző (PAIN & PIENKOWSKI 1997; SCHIFFERLI 2000). A hanyatlás nemcsak a madaraknál volt tetten érhető, hanem a növényeknél (LIIRA et al. 2008), az ízeltlábúaknál (SCWEIGER et al. 2005) és az emlősöknél (SMITH et al. 2005) is. A csökkenés oka egyértelműen összefüggésbe hozható a mezőgazdaság intenzifikációjával, a földhasználat megváltozásával és a korábbi gyepes területek feltörésével (AEBISHER et al. 2000; GREGORY et al. 2005; ROBINSON & SUTHERLAND 2002), ami különösen Nyugat-Európában és Észak-Amerikában szembetűnő (HERKERT 1994;

PAIN & PIENKOWSKI 1997; SCHIFFERLI 2000), míg Közép- és Kelet-Európában árnyaltabban érződnek a negatív hatások (BÁLDI et al. 2005; VERHULST et al. 2004). Mivel nagyon sok füves területhez kötődő faj állománya szoros összefüggésben van a fellelhető vizes élőhelyekkel, ezért ezen vizes élőhelyek lecsapolása, elszennyezése (DAHL et al. 1991) káros hatással van az ún. "farmland" fajokra is (JOHNSON et al. 2002). Ugyanígy fontos szerepet játszik ezen fajok életében a változatos tájszerkezet és az, hogy az intenzív mezőgazdasági területek környékén változatos élőhelyek, úgymint mezsgyék, tarlók, ugarok vagy fa- és bokorcsoportok forduljanak elő. Ez nemcsak a fajgazdagság szempontjából előnyös, de a fajközösségek stabilitását tekintve is, egyrészt menedékhelyet, másrészt táplálkozó területet nyújtva (DEVICTOR et al. 2007).

A fenti folyamatok ismeretében nem meglepő, hogy az agrártérségek esetében nagy mennyiségű biodiverzitás mutatószám áll rendelkezésre, elsősorban országos-globális léptékben (EEA 2005; OECD 1999). Az egyik leggyakrabban alkalmazott összetett indikátort az Egyesült Királyságban dolgozták ki, ez a Farmland Bird Index, melyet azóta számos térségre adaptáltak. Egyik legnagyobb előnye, hogy hatékonyan mutatja be a biodiverzitás csökkenését a mezőgazdasági intenzifikáció növekedésével párhuzamosan (GREGORY et al. 2005), ráadásul egyre gyakrabban használják a fenntartható fejlődés egyik indikátoraként, mint az ökoszisztémák állapotát leíró indikátort (GREGORY & VAN STRIEN 2010; KSH 2008). A tájhasználati döntések többsége azonban helyi szinten születik, és "döntéstámogatásra" is helyi-regionális léptékben mutatkozik a legnagyobb igény. Ennek az igénynek a kielégítésére több indikátor is született a közelmúltban (TEN BRINK 2006; CZÚCZ et al. 2012; DUMORTIER et al. 2006), melyek mindegyike egy „sajátos látásmóddal” rendelkezik a tájat illetően. Magyarországon a mezőgazdasági földek aránya körülbelül 50%, további 25%-ot használnak valamilyen mezőgazdasági tevékenységre, beleértve a szőlőket, gyepeket és erdőket (ÁNGYÁN et al. 2001). Szerepük azért is kiemelendő, mert nagyon sok magyarországi madárfaj élete függ ezektől a mezőgazdasági élőhelyektől (MÁRKUS 1993; NAGY & LENGYEL 2008; TUCKER & EVANS 1997). Nem mindegy tehát, milyen állapotban vannak ezen élőhelyek és milyen mutatókkal mérjük azokat.

Az indikátorként kiválasztott madárfajok különböző léptékben használhatóak a mezőgazdasági területek jellemzésére: gyakoriságukat vizsgálva jelezhetik a teljes agrártérség minőségét, valamint regionális léptékben utalhatnak az egyes tájelemek szerkezeti tulajdonságaira, ezáltal nyújtva értékes információkat például arról, hogy hol van a legégetőbb szükség tájrehabilitációs beavatkozásokra (NAGY & LENGYEL 2008; PADOA-SCHIOPPA et al. 2006). Fontos figyelembe venni azt, hogy nemcsak a gyakori madárfajok alkalmazhatóak

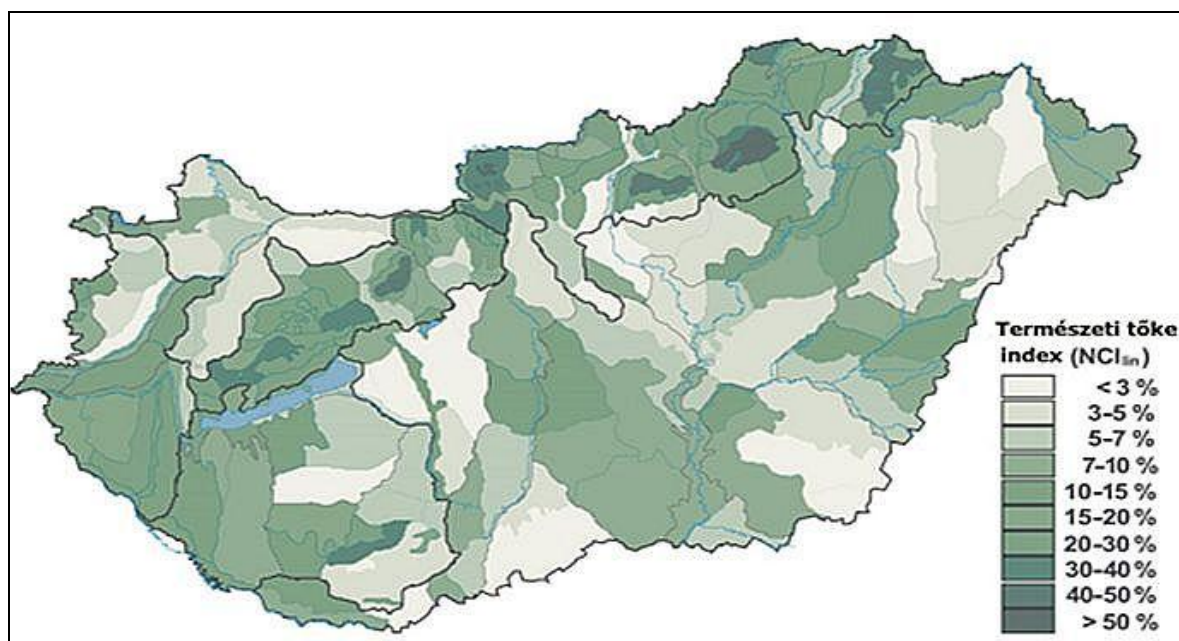
indikátorként (GREGORY et al. 2005; GREGORY & VAN STRIEN 2010), hanem a ritka fajokat is figyelembe kell venni, hiszen ezek túlnyomórészt lényegesen érzékenyebbek a környezeti változásokra. Ha nem vesszük figyelembe ezen fajokat, megeshet egy esetleges túlságosan optimista becslés az adott ökoszisztéma állapotát tekintve (RENWICK et al. 2012).

Szép és munkatársai (2012) cikkükben Magyarországon a mezőgazdasági élőhelyekhez kötődő madárfajoknál erősen csökkenő tendenciát mutattak ki az 1999-2012 közötti időszakban, mely különösen az Európai Unióhoz való csatlakozás után erősödött fel. A hosszútávú vonuló madárfajok esetében jelentős állománycsökkenést tapasztaltak, míg a részlegesen és rövidtávon vonuló fajoknál növekvő állomány volt a jellemző. Figyelemreméltó tény azonban, hogy az ún. "farmland" madárfajok szinte mindegyike ez utóbbi csoporthoz tartozik, ugyanakkor állományuk összességében csökkenést mutatott (a fajok 51,6%-a csökkenő, míg 16,1%-a növekvő trendet jelzett). Ennek oka feltehetőleg a fentiekben ismertetett, a mezőgazdasági élőhelyekben bekövetkezett és jelenleg is zajló kedvezőtlen változásokra vezethető vissza. Ez az összefoglaló tanulmány lehetőséget teremt a fajcsoportok által rendszeresen használt élőhelyek állapotának jellemzésére Magyarországon és a Pannon régióban, a gyakori fajok vonulási és élőhelyi paramétereinek figyelembe vételével (SZÉP et al 2012).

2.4. Biodiverzitás indikátorok hazai alkalmazási lehetőségei

Hazánkban eddig nagyon kevés próbálkozás volt az élőhelyek, tájak természetességének komplex, összetett mutatószámokkal való értékelésére. A KSH és a VÁTI publikálta a *Magyarország környezetstatisztikai atlasza* című kiadványt, melyben szerepel az erdők egészségi állapota, mint mutatószám (RAUSZ 2005). A magyarországi erdőket a természetes állapottól való eltérés alapján értékelték, hátránya ugyanakkor, hogy a természetes és a teljesen jellegtelen faállományokat egységesen kezelték. A TERMERD program során szintén az erdők voltak fókuszban, 11 féle változót (pl. faállomány, cserjeszint, holtfa jellemzők, vadhatás) különböztettek meg, mely változók összesítésével egy országos főváltozót is képeztek (BARTHA et al. 2003). A MÉTA program lezárása után a növényzet-alapú természeti tőke index segítségével elkészítették Magyarország növényzeti tájainak örökségét, mely szerint az összes természetes és természetközeli növényzet az ország 17%-át borítja. Természetes állapotúnak 2%-a, természetközelinek pedig 27%-a tekinthető, 50% közepesen leromlott, 21% pedig nagyon leromlott. Ha ezeket az adatokat az ország egészére vetítjük, úgy megállapítható, hogy mindössze 0,6%-át borítja természetesnek tekinthető növényzet, további 5,6%-át természetközeli, míg 11,1%-a leromlott vagy nagyon leromlott vegetációjú. A természetes

állapotú élőhelyek kiterjedése az Alföldön és középhegységi erdeinkben a legnagyobb, és a legjobb minőségű élőhelyek is itt találhatóak (CZÚCZ et al. 2008) (4. ábra). A 2013-2016 között egy svájci hozzájárulású magyar pályázat részeként zajlik az Északi-középhegység területén az erdei életközösségek, erdőtípusok és az életciklusukkal erdőkhöz kötődő állatcsoportok környezeti állapotának komplex felmérése és értékelése, melynek leglényegesebb eleme az erdőterületek természetességi állapotának minél részletesebb értékelése (www.karpatierdeink.hu).



4. ábra Magyarország földrajzi kistájainak természeti tőke index (NCI) térképe. Minél sötétebb a zöld szín, annál nagyobb a természeti tőke index, vagyis annál jobb az élőhely minősége (CZÚCZ et al. 2008).

Az egyes biodiverzitás indexek politikai döntéshozás során való alkalmazása még nem elterjedt, sokuk hazai adaptációja meg sem történt (BENEDEK 2012). Fentiekben már láthattuk, hogy főként az egyes szaktárcáknál és háttérintézményeknél bizonyos ökoszisztémák (pl. erdők és gyepek kiterjedése) vagy éppen a védett területek kiterjedését használják ugyan, de az olyan komplex indexek alkalmazása, mint a Living Planet Index vagy a Red List Index nem használt itthon. Ennek legfőbb oka, hogy a szükséges adatok rendelkezésre sem állnak, ráadásul a hazai viszonyokhoz ezeket még adaptálni lenne szükséges (BENEDEK 2012). A Központi Statisztikai Hivatal *A fenntartható fejlődés indikátorai Magyarországon* című kiadványa (2008) hat biodiverzitás indikátort nevesít: a mezőgazdasági élőhelyekhez kötődő madárfajok állományváltozása, az EU élőhelyvédelmi irányelvben javasolt területek, Magyarország növényzeti természeti tőkéje, felszínalattivíz-kivétel, települési szennyvíztisztítás és folyóvizek biokémiai oxigénigénye.

A mezőgazdasági élőhelyekhez köthető madárfajok állományváltozása az 1999-es referencia évhez viszonyítva megadja az ide tartozó fajok állományváltozását, egyúttal jelezve a területhasználattal kapcsolatos változásokat is. Magyarán, nemcsak a fajok trendjeit jelzi, de indikálja a mezőgazdasági élőhelyekben bekövetkezett változásokat is, azaz azok minőségét (BENEDEK 2012; GREGORY et al. 2005; GREGORY & VAN STRIEN 2010; SZÉP et al. 2012). Az alapadatokat évről évre a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület által 1999-ben elindított *Mindennapi Madaraink Monitoringja* szolgáltatja, melynek keretében önkéntesek bevonásával, véletlen módon kijelölt területeken, standard módszerekkel végzik a felméréseket. A gyakori madárfajok alkalmazása lehetővé teszi a változások időbeli és térbeli dinamikájának mérését (KSH 2008; SZÉP et al. 2012). Hasonlóan ezen indexhez, szintén ezen adatbázisból származtatható az erdei élőhelyekhez köthető madárfajok indexe (SZÉP et al. 2012).

A fentebb ismertetett két madártani index mellett legnagyobb jövője hazánkban a természeti tőke indexnek van és lehet, melynek hazai adaptációját az MTA ÖK Ökológiai és Botanikai Intézet munkatársai készítették el. Ezen mérőszám egy-egy terület vegetációjának tipizálásával rugalmas értékelő és összehasonlító mérőszámot nyújt a természeti állapot általános jellemzésére. A jövő kutatási iránya lehet ezen index értelmezésének kibővítése, például a könnyen megfigyelhető és felmérhető madarak segítségével (CZÚCZ et al. 2012; TEN BRINK 2006). Mind az eredeti, mind a hazai természeti tőke index alapja az egyes élőhelyek minősége, ugyanakkor természeti tőke alatt nemcsak ezt értjük, hanem ide tartozik többek között a termőföld, a nyersanyagok vagy éppen a vízvagyon is (COSTANZA et al. 1997). Éppen ezért kiemelt figyelmet kell fordítani arra, hogy az egyes indexek esetében figyelembe vegyünk minden olyan alapfeltételt, amely a természeti tőke fogalomkörébe tartozik. Összességében az mondható el, hogy sem nemzetközi, sem hazai szinten nem ismerünk olyan indikátort, mely alkalmas lenne egy az egyben értékelni a tájak természetességi állapotát, mert maga a táj is egy komplex, szakterületenként különbözőképpen értelmezett fogalom. A legtöbb esetben az egyes indexeket érdemes egymással párhuzamosan, egymást kiegészítve alkalmazni.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. Vizsgálati terület, mintavételi elrendezés

A vizsgálat során nyolc, természetföldrajzi jellemzőiben hasonló kistájat választottam ki a *Magyarország kistájainak katasztere* című könyv alapján, melyek közül hét kistáj (Beregi-sík, Borsodi-Mezőség, Csepeli-sík, Gerje-Perje-sík, Hortobágy, Sárvíz-völgy, Vác-Pesti-Duna-völgy) az Alföld nagytájhoz, egy kistáj (Nagyberek) pedig a Dunántúli-dombság nagytájhoz tartozik (DÖVÉNYI 2010). A kistájak összterülete 3997 km², ami Magyarország összterületének 4,3%-a. A tengerszint feletti magasság 87-152,5 méter között változik, vagyis mindenhol a síkvidéki jelleg dominál. A kistájak közös jellemzője a különféle növényi kultúrák borította mezőgazdasági földek, valamint a különböző típusú száraz és nedves gyepek magas aránya. A gyeptípusok közül dominálnak a szikes gyepek, de nagy kiterjedésben fordulnak elő mocsárrétek, nem zsombékoló magassárrétek és különféle típusú degradált gyepek, valamint kisebb foltokban homokpuszta gyepek, homoki sztyepprétek és löszgyepek találhatóak meg. A további mezőgazdasági területeket kisebb kiterjedésű nadrágszíj parcellák, valamint hatalmas nagyságú monokultúrás táblák jelentik (KIRÁLY et al. 2008). Összességében az egyes kistájak vegetációjának megvannak a saját regionális jellegzetességei, megjelenésüket, élőhelyképüket tekintve azonban nagyon hasonlóak egymáshoz, éppen ezért jól reprezentálják nemcsak az ország, hanem Délkelet-Európa mozaikos agrár élőhelyeit egyaránt (BIRÓ et al. 2013). Kutatásomban az egyes kistájak kiválasztásának szempontjai a következők voltak:

1. Minden egyes kistáj területének felszínének legalább 70%-át nyílt területnek, vagyis szántónak és/vagy gyepeknek kellett fednie. Ez alól két kivételt tettem a Vác-Pesti-Duna-völgy és a Nagyberek esetében. Előbbinél a rendkívül magas lakott terület és vízfelszín együttes aránya (51,5%) miatt nem teljesült ez a feltétel, utóbbinál pedig elsősorban az erdő és nádas/vizes élőhely viszonylag magas borítása okozta az eltérést (itt 62,8%-ot ért el az összérték) (3. táblázat).
2. Természetközeli és degradált kistájaknak egyaránt kiválasztásra kellett kerülniük. Ezen kritérium megítélésénél egyrészt az MTA ÖK Ökológiai és Botanikai Intézet munkatársai által az egyes földrajzi kistájakra kiszámított NCI értékeket (3. táblázat), másrészt természetvédelmi szakemberek véleményét vettem figyelembe.
3. Amennyiben a kistájon belül drasztikus környezeti/tájhasználati heterogenitást tapasztaltam, akkor a kistájra alapvetően jellemző tájtípusra szűkítettem a kijelölést, és inentől kezdve ezt tekintettem a vizsgálandó kistájnak. Ezt három esetben, a

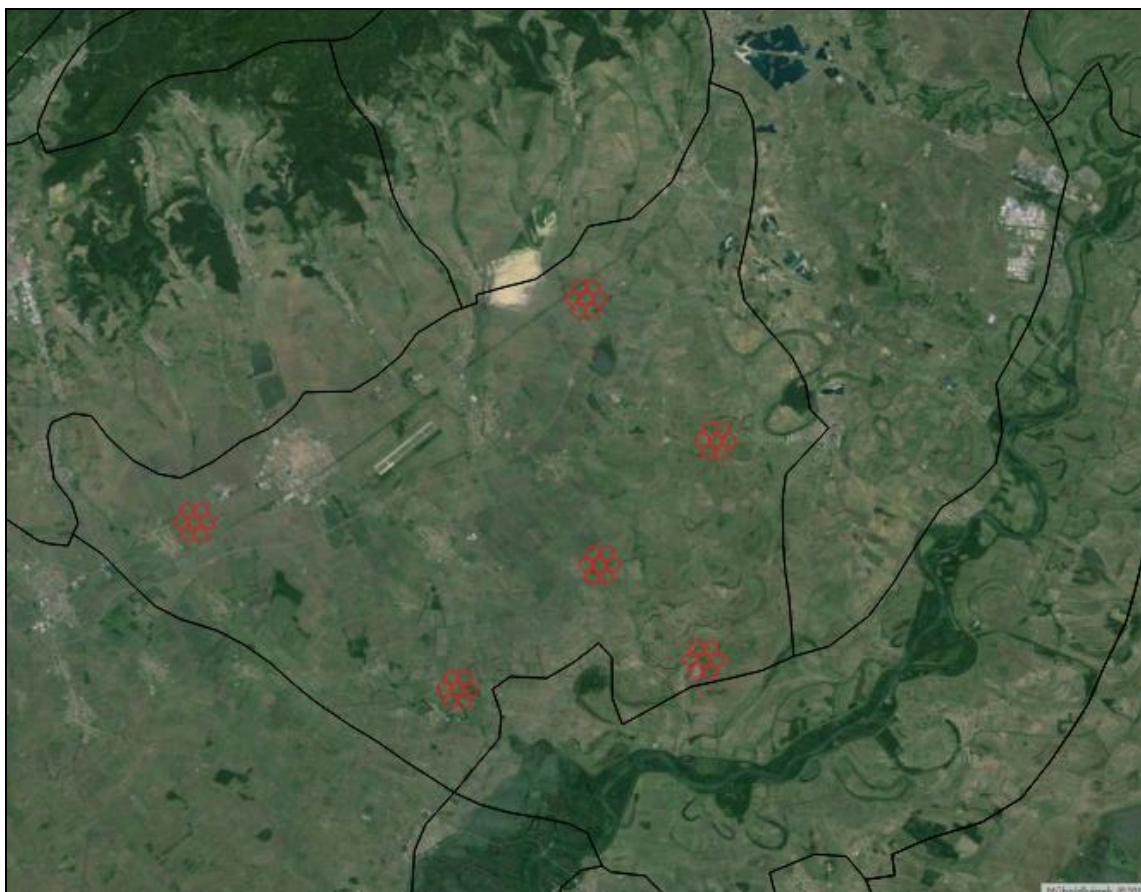
Beregi-sík, a Csepeli-sík és a Hortobágy kistájánál alkalmaztam. A Beregi-sík teljes területét csökkentettem a két szigethegy (Kaszonyi- és Tarpai-hegy) területével. A Csepeli-síknál az északi és nyugati részeket hatalmas kiterjedésű monokultúrák borítják a közjük ékelődő bányatavakkal, ami alapvetően tér el a kistájra amúgy jellemző pannon szikes gyepektől a közjük ékelődő mocsarakkal és mocsárrétekkel, valamint a jellemzően kisparcellás, extenzív művelésű mezőgazdasági területektől. Emiatt az 51-es főúttól nyugatra, valamint a Kiskunlacháza-Bugyi közötti útszakasztól északra lévő területeket kizártam a vizsgálatból. A Hortobágyot a többi kistájtól eltérően legnagyobb kiterjedésben borítják a pannon lösz- és szikespuszta gyepek, közöttük mocsarak és mocsárrétek, valamint jellemzően kisparcellás, extenzív művelésű mezőgazdasági földek helyezkednek el. A fentebb ismertetett és a kistájra alapvetően jellemző tájszerkezettől nagymértékben eltér az északi része, melynek oka a Tisza ártere és a hozzá kapcsolódó ártéri növénytakaságok. Emiatt a kistájra alapvetően jellemző élőhely mozaikra szűkítettem le a kijelölést, azaz a 35-ös főúttól északra lévő területeket kizártam a vizsgálatból.

Következő lépésben minden egyes kistájat hat egyenlő részre osztottam, minden egyes rész középpontja képezte a keresés kiindulópontját. Kistájanként 6 darab rozetta került véletlenszerűen kijelölésre, melyek mindegyike egy központi és az azt körülvevő további 6 MÉTA hatszög egysége (egy rozetta területe 245 hektár, alakja egy ~880 méter sugarú körrel közelíthető). A kiválasztáshoz a rozettáknak az alábbi kritériumoknak kellett megfelelniük:

1. A rozetta középpontjának megközelíthető helyre kellett esnie.
2. A rozettát képező 7 MÉTA hatszög összterületének 80%-nak megközelíthető helyre kellett esnie.
3. A rozettában kell legyen legalább 60% nyílt terület, szántó és/vagy gyepek.

Amennyiben nem teljesültek ezen kijelölési szempontok, akkor keleti irányba elindulva az óramutató járásával egy irányba, csigavonalban kifelé haladva vettem a következő lehetséges középpontot egészen addig, amíg az első megfelelőt meg nem találtam. A Nagyberek esetében a kijelölést elsősorban az elzárt magánterületek, míg a Csepeli-síknál a természetvédelmi korlátozások nehezítették, ugyanis csak olyan területrészekre léphettem be madártani felvételezés céljából, melyekre nem vonatkoztak ezen korlátozások. Mind a kistájak, mind a rozetták esetében a kívánt kritériumokat a *Magyarország földrajzi kistájainak katasztere*, valamint Google Earth légifelvételek és a www.pannongyep.hu térképei alapján ellenőriztem le. Mindezek mellett előzetes terepbejárások és a helyi természetvédelmi szakemberekkel való

konzultációk járultak még hozzá az egyes rozetták kiválasztásához. Adataim a hat rozettában egyenként hét-hét MÉTA hatszög, azaz kistájanként 42, összesen pedig 336 pontból származnak. A példaként bemutatott Borsodi-Mezőség kistáj területén lévő 6 rozetta és 42 MÉTA hatszög elhelyezkedését az 5. ábra szemlélteti, míg a további kistájak területén lévő rozetták és MÉTA hatszögek elhelyezkedését a 2. számú mellékletben mutatom be. Az egyes mintavételi rozetták és az azokon belül lévő MÉTA hatszögek országos megoszlását a 6. ábra mutatja be, míg a 7-8. ábrákon az általam készített fotókon néhány jellemző élőhely típus látható az egyes mintavételi pontokon.

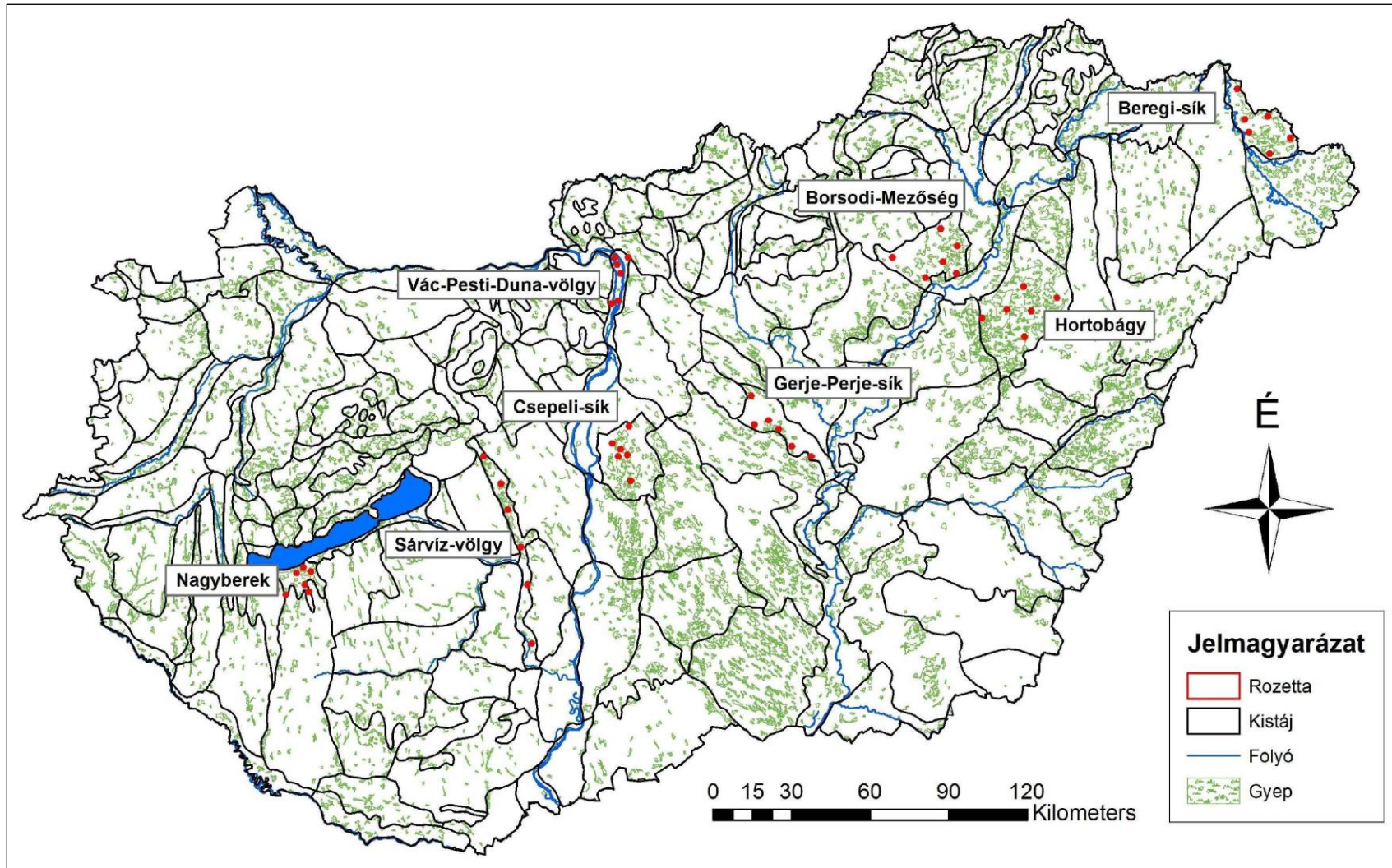


5. ábra A Borsodi-Mezőség kistáj területén lévő 6 rozetta és 42 MÉTA hatszög elhelyezkedése (alaptérkép: Google Earth).

3. táblázat A vizsgált földrajzi kistájak (BS: Beregi-sík, BM: Borsodi-Mezőség, CSS: Csepeli-sík, GPS: Gerje-Perje-sík, H: Hortobágy, N: Nagyberek, SV: Sárköz-völgy, VPDV: Vác-Pesti-Duna-völgy) területe, növényzet-alapú természeti tőke index (NCI) értékük és területhasználatuk, külön kiemelve a nyílt területek (szántók és rétek, legelők) százalékos arányát (DÖVÉNYI 2010).

KISTÁJ	Terület (km ²)	Kistáj NCI értéke (%)	Lakott terület (%)	Szántó (%)	Kert (%)	Szőlő (%)	Rét, legelő (%)	Erdő (%)	Vízfelszín (%)	Nyílt terület (szántó+rét, legelő) (%)
BS*	545	16,51	4,2	50,1	6,2	0,1	20,2	15,4	3,8	70,3
BM	599	13,32	6,3	66,7	0,2	0,6	22,3	1,6	2,3	89
CSS*	573	9,5	11,5	54,4	2,3	0,4	16	8,1	7,3	70,4
H*	1141	22,16	2,9	40,7	0,3	0	41	3,6	11,5	81,7
N	141	11,65	6,4	27	1,6	0	35,8	12,2	16,9	62,8
SV	344	10,59	4	57,1	0,4	1,1	19,1	7,5	10,8	76,2
VPDV	192	3,13	34,3	22,7	4	0	7,5	14,5	17,1	30,2
GPS	462	4,46	4,4	74,5	4,2	0,3	10,9	5,1	0,6	85,4

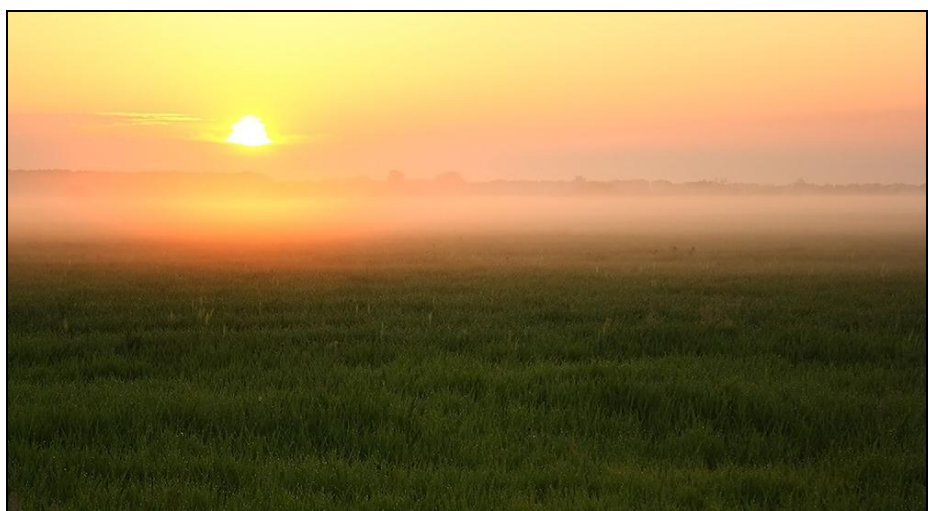
* ezen kistájaknál a csökkentett összterület szerepel, ugyanakkor minden más érték a kistáj teljes területére vonatkozik



6. ábra A 48 rozetta és a 336 MÉTA hatszög elhelyezkedése a nyolc kistáj területén.



7. ábra *Néhány jellemző élőhely típus a mintavételi pontokon (fentről lefelé: magasfűvű szikespuszta gyep, legeltetett szikespuszta gyep, mocsárfolt).*



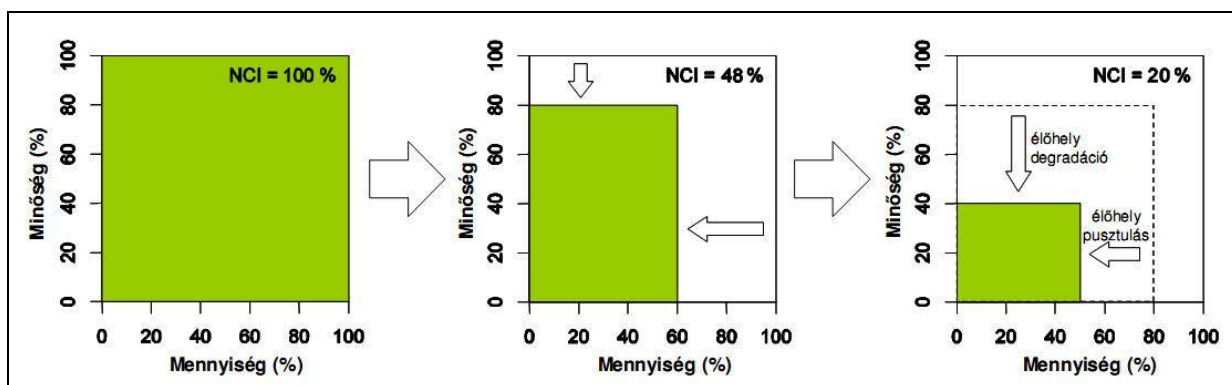
8. ábra *Néhány jellemző élőhely típus a mintavételi pontokon (fentről lefelé: nedves rét zombéksással szántóföld tavaszi vízállással, gabonaföld).*

3.2. Növényzet-alapú természeti tőke index képzése

Növényzeti adataim alapját a 2003-2008 között, 199 felmérő bevonásával végzett MÉTA (Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa) térképezés képezte. A program során részletesen felmérték az összes magyarországi természetes és természetközeli élőhely állapotát, valamint dokumentálták a szántókat, a mezőgazdasági területeket, a településeket, a faültetvényeket és az ipari területeket. A terepi felmérések során összesen 86 élőhelytípust különítettek el, gyakorlatilag maradéktalanul lefedték az ország teljes területét, így minden egyes tájegység növényzeti értékei reprezentálva lettek. A vegetációtérképezés léptékének szabványosítása céljából a program során kialakítottak egy teljes országot lefedő, egymással érintkező, 35 hektáros szabályos hatszögekből álló hálót. A térképezés alapegységei ezek a MÉTA hatszögek voltak, melyeknél minden esetben feltüntetésre kerültek az ott előforduló élőhelyek és azok jellemzői, beleértve adott élőhely kiterjedését a hatszög területének százalékos arányában, valamint természetességének meghatározását egy 5-ös skála szerint (ahol 1-es érték jelenti a degradált, jellegtelen élőhelyeket, míg 5-ös érték a legtermészetesebb állapotban megmaradt élőhelyeket). A természetesség meghatározásánál figyelembe vették a fajkészletet, az élőhely strukturális tulajdonságait, az eredetet, a termőhelyi tulajdonságokat, a táji környezetet, a tájhasználatot és egyéb releváns tájökölógiai paramétereket. Az egyes élőhely típusok meghatározására és azok jellemzőinek értékelésére részletes protokoll állt a felmérők rendelkezésére (MOLNÁR et al. 2007). Vizsgálatom során a növényzet-alapú természeti tőke index ebből a vegetációtérképezésből származtathatók, minden egyes általam vizsgált MÉTA hatszög teljes területére.

Az indikátor alapkoncepcióját az 1990-es évek végén Hollandiában ten Brink és munkatársai által megalkotott természeti tőke index („Natural Capital Index”, NCI) szolgáltatta, mely egy különböző élőhelyekből felépülő mozaikos tájnak az egykori természetes állapotától való eltérését fejezi ki (ten BRINK 2007). Az általam használt növényzet-alapú természeti tőke index ennek az általános mérőszámnak a MÉTA adatbázisra adaptált verziója, értékelése a következő sematikus képlet alapján történik (CZÚCZ et al. 2008, 2012) (9. ábra):

$$\text{NCI} = \text{élőhelyek mennyisége} \times \text{élőhelyek minősége}$$



9. ábra A növényzet-alapú természeti tőke index (NCI) számításának szemléltetése: egy terület NCI értéke a megmaradt természetes és természetközeli élőhelyek mennyiségének és minőségének (azaz relatív területének és átlagos természetességének) a szorzatával kifejezhető $[0,1]$ intervallumba eső szám. Például, ha egy területen az ott található élőhely(ek) fele elpusztul, és a maradék természetessége is (átlagosan) 40%-ra csökken, akkor az eredeti természeti tőkének már csak 20%-a maradt meg a területen (CZÚCZ et al. 2008, 2012; TEN BRINK 2006).

Fentiekből következik, hogy adott tájegységben annál magasabb az index értéke, minél nagyobb területen található természetes állapotban megmaradt élőhelyek. Magyarán az indikátor azt becsüli, hogy a tájegység felszínén található eredeti növényzetből mennyi és milyen állapotban maradt meg. Az élőhelyek relatív mennyiségének meghatározását két fő NCI számítási móddal lehet megtenni, melyek beépítésre kerültek a MÉTA adatbázisba: 1) lineáris súlyozás (NCI_{lin}), mely általános célú tájértékelésre használható; 2) exponenciális súlyozás (NCI_{exp}), mely az egyedi értékekre fókuszálva a legértékesebb területek jelenlétét emeli ki (CZÚCZ et al. 2008, 2012). Az általános célú tájértékelésekhez, vagyis az esetek többségében lineáris súlyozásra van szükségünk, ezt alkalmaztam doktori kutatásom során is.

A növényzet alapú természeti tőke index nagy előnye, hogy a gyors és felületes összehasonlítások mellett mélyreható elemzésekre is használható, egységes szempontrendszer alapján képes egyetlen számba sűrített értékelést adni az adott tájrészlet ökológiai állapotáról. Egy-egy nagyobb terület NCI-je felbontható egyrészt tematikusan (az egyes élőhely típusok rész NCI-jét összeadva kapjuk meg a teljes NCI-t, ezáltal egyfajta élőhelyprofil kapunk adott tájegységről), másrészt térben (egy nagyobb terület NCI értéke megegyezik az öt alkotó kisebb területek NCI értékeinek területtel súlyozott átlagával). A kialakított indikátor nemcsak a MÉTA adatbázissal használható, hanem bármilyen más hasonló élőhely kategóriákkal és természetességi értékekkel dolgozó rendszerrel is, úgymint a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) adatbázisa. Ezáltal a tényszerű adatok „mögött” lévő rengeteg információ viszonylag egyszerű módon beépíthetővé válik az egyes szakpolitikai döntésekbe. Mint minden

indikátornak, ennek is megvannak a maga korlátai: a MÉTA felvételezés adott időpontban történt, így az előállított NCI adatok is a felvételezés időpontjára vonatkoznak; nem alkalmas a kiemelkedő lokális értékek kezelésére (pl. ritka fajok előfordulása, tájképi értékek); nem, vagy csak korlátozottan fejezi ki a táj nagy léptékű természetességének mértékét (pl. élőhelyek mintázata és diverzitása) és a tájökológiai viszonyokat. Mindezek fényében elmondható, hogy a természeti tőke index kiválóan alkalmas nagyobb területek „természet-közelségének” áttekintő összefoglalására, ugyanakkor a teljes körű értékeléshez számos további információ is szükséges (CZÚCZ et al. 2008, 2012).

3.3. Madarak mintavételezése

Madártani mintavételezésre a 2011. évben három (Csepeli-sík, Hortobágy, Nagyberek), míg a 2012. évben öt (Beregi-sík, Borsodi-Mezőség, Gerje-Perje-sík, Sárvíz-völgy, Vác-Pesti-Duna-völgy) kistáj területén került sor április vége és június közepe között. Az év során ez az időszak az, amikor a mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok zömének nászidőszaki aktivitása (ének, nászrepülés, párosodás) a legintenzívebb. Az utazási költségek és a felmérési idő csökkentése céljából egyszeri felmérésre került sor pontszámlálással. Az egyes kistájakon belül a felmérési napokat úgy választottam meg, hogy azok a felmérési időszakban egységesen oszoljanak el, vagyis semmiféleképpen ne egymást követő napokon kerüljön sor a mintavételezésre, ezáltal is növelve a madárközösségek minél teljesebb felmérését. Fontos kritérium volt, hogy a megfigyelések napján ne essen az eső és a szélsébség kevesebb legyen, mint 20km/h. Természetesen törekedtem a madarak lehető legkisebb zavarására.

Az előre elkészített térképlapokon minden egyes MÉTA hatszögben megkerestem a középpontot, ez jelentette a számlálási pontot, ahol reggel 5:00 és 10:00 között feljegyeztem a 100 méter sugarú körben 10 perc időtartam alatt látott és hallott fajokat. A madarak detektálásához Nikon Monarch 10×42-es kézitávcsövet, a középpontok beazonosítása céljából pedig Garmin Geko 201 típusú GPS-t használtam. Az egyes számlálási pontokon nemcsak az ott fészkelő, hanem a területet táplálkozásra használó egyéb madárfajokat is feljegyeztem, az átrepülő fajokat azonban nem vettem figyelembe. A mintavételezésbe az 5 perccel a számlálási idő előtt és után észlelt fajokat is beleszámítottam, mert bizonyos fajok egyedei felriadtak és közeledtemre elhagyták vagy nem érték el a mintaterületet. Ez különösen a közepes és nagy testű fajok esetében volt megfigyelhető, úgymint a bíbic (*Vanellus vanellus*), a fehér gólya (*Ciconia ciconia*) vagy a nagy kócsag (*Egretta alba*).

Az adatok értékelésekor elsősorban a Pan-European Common Bird Monitoring Scheme (PECBMS) által is alkalmazott mezőgazdasági területekhez kötődő gyakori madárfajokat vettem figyelembe (EBCC, Common farmland bird indicator, Central & East Europe, http://www.birds.cz/pecbm/indik_lists.php?list_species=1&result_set=Publish2014&indik=E_C_CEE_Fa). A lista összesen 23 fajt tartalmaz, ebből vizsgálatomban kizártam a Magyarországon nem költő réti pityert (*Anthus pratensis*). A töviszúró gébics (*Lanius collurio*) és a kis örgébics (*L. minor*) állományának zöme május közepén és végén érkezik vissza afrikai telelőhelyeiről, így a felmérési idő optimalizálása érdekében e két fajt sem vontam be kutatásomba, mivel az összes tájegységet figyelembe véve túlságosan lerövidült volna a rendelkezésre álló felmérési időszak. A csicsörke (*Serinus serinus*) és a fogoly (*Perdix perdix*) nem került elő a megfigyelések során, így szintén nem szerepeltettem őket. Bizonyos statisztikai elemzések esetében nem foglalkoztam a csapatokban mozgó vetési varjakkal (*Corvus frugilegus*), seregélyekkel (*Sturnus vulgaris*) és füsti fecskékkel (*Hirundo rustica*), mert egyrészt eltérítették volna az eredményeket, másrészt túlságosan nagy erőfeszítés lett volna a csapatok besorolása egy-egy ponthoz, nem beszélve arról, hogy nagy területeket járnak be és nem biztos, hogy éppen a felmérés idejében találkozom velük.

Összesen 3.074 megfigyelés született a vizsgálatba bevont 18 mezőgazdasági területekhez kötődő madárfaj esetében, melyek a következők voltak: fehér gólya (*Ciconia ciconia*), vörös vércse (*Falco tinnunculus*), búbosgólya (*Vanellus vanellus*), nagy goda (*Limosa limosa*), vadgerle (*Streptopelia turtur*), mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), búbospacsirta (*Galerida cristata*), füsti fecske (*Hirundo rustica*), sárga billegető (*Motacilla flava*), rozsdás csuk (*Saxicola rubetra*), cigánycsuk (*S. torquata*), mezei poszáta (*Sylvia communis*), mezei veréb (*Passer montanus*), vetési varjú (*Corvus frugilegus*), seregély (*Sturnus vulgaris*), kenderike (*Carduelis cannabina*), citromsármány (*Emberiza citrinella*) és sordély (*Miliaria calandra*). Mindannyian még viszonylag gyakori fajok tekinthetők Magyarországon. Élőhely preferenciájukat és vonulási stratégiájukat a 4. táblázatban foglaltam össze (SZÉP et al. 2012), néhány fajukról saját fotót pedig a 10-11. ábrákon mutatok be.

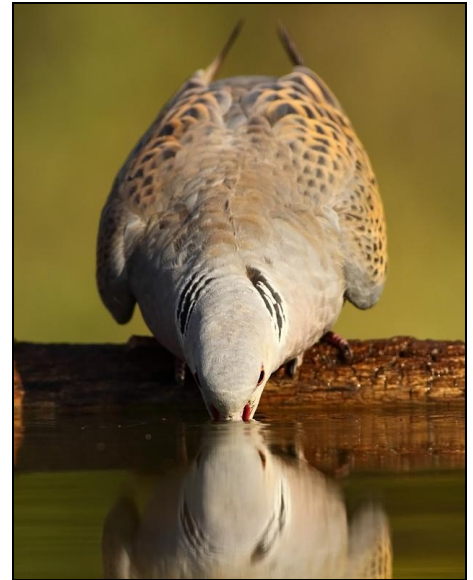
4. táblázat Az elemzésekbe bevont mezőgazdasági területekhez kötődő gyakori madárfajok és azok élőhely preferenciája, valamint vonulási stratégiájuk Magyarországon (élőhely preferencia: 1 – urbán, 2 – mezőgazdasági, 3 – erdei, 4 – vizes, 5 – vegyes/egyéb; vonulási stratégia: 1 – állandó, 2 – részlegesen/rövidtávon vonuló, 3 – hosszútávon vonuló) (SZÉP et al. 2012).

No.	Magyar név	Tudományos név	Élőhely preferencia	Vonulási stratégia
1.	Bíbic	<i>Vanellus vanellus</i>	2	2
2.	Búbospacsirta	<i>Galerida cristata</i>	2	1
3.	Cigánycsuk	<i>Saxicola torquata</i>	4	2
4.	Citromsármány	<i>Emberiza citrinella</i>	3	2
5.	Fehér gólya	<i>Ciconia ciconia</i>	4	3
6.	Füsti fecske	<i>Hirundo rustica</i>	1	3
7.	Kenderike	<i>Carduelis cannabina</i>	1	2
8.	Mezei pacsirta	<i>Alauda arvensis</i>	2	2
9.	Mezei poszáta	<i>Sylvia communis</i>	2	3
10.	Mezei veréb	<i>Passer montanus</i>	1	1
11.	Nagy goda	<i>Limosa limosa</i>	4	3
12.	Rozsdás csuk	<i>Saxicola rubetra</i>	5	3
13.	Sárga billegető	<i>Motacilla flava</i>	2	3
14.	Seregély	<i>Sturnus vulgaris</i>	2	2
15.	Sordély	<i>Miliaria calandra</i>	2	1
16.	Vadgerle	<i>Streptopelia turtur</i>	3	2
17.	Vetési varjú	<i>Corvus frugilegus</i>	5	1
18.	Vörös vércse	<i>Falco tinnunculus</i>	2	2

Azért, hogy az egyes fajok élőhely használatát jobban kontextusba lehessen helyezni, a Magyarországon fellelhető legfontosabb szakirodalmakból kigyűjtöttem az egyes fajok fészkelőhely típusait (M3. melléklet). A 18 faj jelentős része fészkelés szempontjából egyértelműen a mezőgazdasági tájakhoz kötődik. Fontos kiemelni a fehér gólyát (*Ciconia ciconia*), a búbospacsirtát (*Galerida cristata*), a füsti fecskét (*Hirundo rustica*) és a vetési varjút (*Corvus frugilegus*), mely fajok költőhelyül a lakott területeket részesítik előnyben, táplálkozni azonban szintén ezen tájakat választják. Két faj rajzolódik ki, melyek túlnyomórészt nem az agrár térségekhez köthetők, ez a citromsármány (*Emberiza citrinella*) és a vadgerle (*Streptopelia turtur*). Esetükben az erdei élőhelyeket jelölhetjük meg, mint fontosabb költőhelyek, de táplálkozás szempontjából számukra is fontosak a mozaikos jellegű mezőgazdasági tájak.



10. ábra Néhány mezőgazdasági területhez kötődő madárfaj (fentről lefelé balról jobbra haladva: fehér gólya, mezei veréb, rozsdás csuk, sordély, sárga billegető, vetési varjú).



11. ábra Néhány mezőgazdasági területhez kötődő madárfaj (fentről lefelé balról jobbra haladva: füstifecske, vadgerle, vörös vércse, seregély, citromsármány, mezei pacsirta)

3.4. Statisztikai elemzés

Az adatok értékelésekor elsősorban az agrártájakhoz kötődő madárfajok állományának vizsgálatán volt a fő hangsúly: az egyes kistájak területén fészkelő EBCC által Közép- és Kelet-Európára alkalmazott gyakori madárfajok abundancia értékeit és indikátor fajként való alkalmazhatóságukat vizsgáltam. A madáregyüttesek diverzitásának jellemzésére a fajszámot, a teljes egyedszámot és a Shannon-indexet alkalmaztam, míg a fajkészlet hasonlóságának vizsgálatára a Jaccard-féle hasonlósági indexet használtam. A fajszám a fajok ritkaságára extrém módon érzékeny, ugyanakkor nem veszi figyelembe a fajok tömegességi értékeit, éppen ezért vizsgáltam meg minden esetben az adott kistájhoz tartozó teljes egyedszámot is. A Shannon-index alapvetően a rendszer rendezettségét számszerűsíti, a ritka fajokra érzékeny, melyet a következő képlet alapján kell kiszámolni (SHANNON 1948):

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

ahol S a fajszám, p_i az i faj előfordulási valószínűsége. Értéke akkor maximális, ha minden faj egyforma egyedszámmal van jelen.

A fajazonosság vizsgálatára szolgáló Jaccard-féle hasonlósági indexet a következő képlet alapján határoztam meg:

$$J = \frac{a}{a + b + c}$$

ahol „a” a közös elemek száma, „b” és „c” a két állományban egyedi elemek száma (a kapott eredményt százzal szorozva kapjuk meg a százalékos értéket).

Annak vizsgálatára, hogy a különböző indexek mennyire látják és értékelik hasonlóképpen a különböző tájakat, statisztikai elemzéseket végeztem. Független változóim a különböző madár-indexek voltak: madárfajok száma (*species number* - SN), teljes abundancia (*total abundance* - TA) és Shannon-index (*Shannon diversity* - SD). A madárfajok száma alatt adott MÉTA hatszögön belül észlelt madárfajok összesített számát értem. A teljes abundancia adott MÉTA hatszögön belül észlelt madárfajok teljes egyedszámát jelenti (vagyis hány faj összesen hány egyede fordult elő). Mivel egy MÉTA hatszögön belül a madárfajok száma (SN), a teljes abundancia (TA) és a Shannon-index (SD) a természeti tőke indextől (*natural capital index* - NCI) a Pearson-féle korrelációs együttható értéke alapján szignifikáns összefüggésben van ($p < 0.01$; $N = 336$), ezért egy többváltozós általánosított lineáris modellt illesztve egy többváltozós kovariancia-analízist (*generalized linear model* - GLM , *multivariate analysis of covariance* - $MANCOVA$) végeztem. A modellben a madárfajok száma (SN), a teljes egyedszám

(TA) és a Shannon-index (SD) alkották a független változókat, a függő változókat pedig a kistáj fókuszterületek (*focus area* - FA) és az azokba ágyazott rozetták (*rosette* - R), végül pedig a természeti tőke index (NCI) egyetlen magyarázó változóként szolgált. A teljes abundancia változó normalitását a Box-Cox-transzformációval biztosítottam ($\lambda = 0,7$; BOX & COX 1964).

A MANCOVA-modell feltételeinek ellenőrzésére az alábbi vizsgálatokat végeztem el (TABACHNICK & FIDELL 2013):

- (1) a hibatagok normalitását a Shapiro-Wilk-teszttel igazoltam ($p > 0.05$);
- (2) kimutattam, hogy a függő változók egyenként szingnifikánsan lineárisan függnek az NCI-től ($F(1;196) > 8$; $p < 0.01$ mindhárom függő diverzitási paraméter esetén);
- (3) nincs szignifikáns faktor*magyarázó változó interakció (FA*NCI, R*NCI, FA*R*NCI), illetve a regressziós egyenesek meredeksége nem tér el szignifikánsan egymástól, azaz: $F_{SN}(46;241) = 1,119$, $p = 0,291$; $F_{SD}(46;241) = 1,221$, $p = 0,172$; $F_{TA}(46;241) = 0,927$, $p = 0,609$);
- (4) a szóráshomogenitás ugyan kis mértékben sérült, a mintaelemszámok kiegyensúlyozottságát tekintve azonban erre az általános lineáris modell robusztus. Scheffe (1959) szerint amennyiben a legnagyobb és legkisebb variancia hányadosa hatnál kisebb, a kumulált elsőfajú hibavalószínűség nem haladja meg a 0,06-ot $p = 0,05$ alkalmazása mellett. Esetünkben a fajsám (SN) és a Shannon-index (SD) esetén ez a hányados 2 alatt volt, a teljes abundancia pedig 5.2.

A MANCOVA tesztet a Pillai-féle nyom (*Pillai's trace*) alapján értékeltem, amely a magyarázott varianciarányot fejezi ki (PILLAI 1955). Szignifikáns MANCOVA eredményt kapva, egytényezős ANOVA futtatásával kerestem a magyarázó változó hatását minden függő változóra, egyesével megnézve őket. Kiszámoltam a parciális eta-négyzetet (η^2), mellyel a (szignifikáns) faktorhatás nagyságát becsültem. Minél nagyobb a parciális eta-négyzet, annál erősebb a faktorhatás (EVERITT & DUNN 1991). Ezen kívül megadtam a próba erejét is, amellyel a helyes szignifikáns eredmény detektálásának valószínűségét határoztam meg. Amennyiben a próba ereje magas, a szignifikáns eredmény megbízható és erős.

Végül vizsgáltam az NCI és az egyes madárfajok megjelenése közötti összefüggést. Arra kerestem a választ, hogy következtetni tudunk-e a növényzet állapotából a fészkelő madárközösségre, illetve következtetni tudunk-e a fészkelő madárközösségből a növényzet természetességére. Meghatározza, leírja-e egyik a másikat valamilyen irányban? Ha igen, melyekre és milyen irányokra következtethetünk? Ehhez először is az NCI értékeket öt kategóriába sorolva diszkretizáltam (0: $NCI = 0$; 1: $0 < NCI \leq 0.2$; 2: $0.2 < NCI \leq 0.4$; 3: $0.4 < NCI \leq 0.6$; 4: $0.6 < NCI$). Ezután keresztábrázatot (kontingenciábrázatot) képeztem e

kategóriákba esések gyakoriságával fajonként az előfordulás tényét feljegyezve, majd előállítottam a Somer-féle szimmetrikus és aszimmetrikus d-értékeket. A szimmetrikus d-értékek előjeléből és szignifikanciaszintjéből a madárfajok előfordulása és az NCI kapcsolatának irányára és nagyságára következtethettem. Az aszimmetrikus d-érték, valamint annak szignifikanciaszintje lehetőséget ad egyes fajok jelenlétéből az NCI-érték nagyságára, illetve megfordítva: az NCI érték nagyságáról az egyes fajok jelenlétére következtetni tudunk. A Somer-féle (eloszlásmentes) összefüggés-mérőszámot azért alkalmaztam, mert semmiféle információ nem volt az egyes fajok abundanciájának, illetve az NCI értékek eloszlásáról. Ezzel a konzervatív, robusztus módszerrel kapott következtetésem megalapozott és megbízható információt nyújtanak a növény-madár populációk kapcsolati hátterére a vizsgált léptéken.

A statisztikai elemzéseket Ladányi Márta segítségével, valamint az R statisztikai programcsomaggal végeztem (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2011). A térinformatikai elemzésekhez a Quantum GIS programot használtam (www.qgis.org).

4. EREDMÉNYEK

4.1. A mezőgazdasági területek leggyakoribb fészkelő madárfajai, valamint ezen élőhelyeket táplálkozásra használó leggyakoribb fajok

A 2011. és a 2012. évek során 112 madárfaj 4476 egyede került elő a nyolc kistáj területén, összesen 48 terepnap alkalmával. Az első húsz leggyakrabban észlelt madárfajt az 5. táblázatban mutatom be, míg a többit az 4. számú mellékletben. A terepen töltött napok során elsősorban a területen fészkelő, revírben lévő madárfajok domináltak, a táplálkozók jelentős része a csapatokban mozgó fajok közül került ki. Ez utóbbiak fészkelő telepei sok esetben a táplálkozásra használt területek közvetlen közelében fordultak elő. A fajok természetvédelmi státuszát tekintve a következő megállapításokat tehetem: 31 fokozottan védett, 71 védett és 10 nem védett fajt figyeltem meg. A Natura 2000 jelölő madárfajok száma 45. Élőhely preferenciát tekintve 15 faj az urbán, 26 faj a mezőgazdasági, 22 faj az erdei, 39 faj a vizes és 5 faj a vegyes/egyéb ökoszisztémákhoz kötődik. Ha egyedszámokra bontva nézzük meg ezeket, akkor a következő kép rajzolódik ki: urbán 453, mezőgazdasági 2443, erdei 243, vizes 766, vegyes/egyéb 571 egyed.

Az EBCC besorolás alapján mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajokból összesen 3074 megfigyelés született, ez a teljes egyedszám 68,7%-a. A rangsor első helyén a mezei pacsirta (*Alauda arvensis*) végzett 747 revírral, de az öt követő seregély (*Sturnus vulgaris*), sárga billegető (*Motacilla flava*), vetési varjú (*Corvus frugilegus*) és füsti fecske (*Hirundo rustica*) is ebbe a csoportba tartozik. Meg kell jegyezni ugyanakkor, hogy a seregély, a vetési varjú és füsti fecske csapatokban mozgó fajoknak tekinthetők, így az egyedszámuk nem egyezik meg a revírek számával. A foltos nádiposzáta (*Acrocephalus schoenobaenus*) az első faj, ami nem tartozik az ún. "farmland" madárfajok közé, meglepően nagy egyedszámban került elő (117 detektálás). Szintén figyelemreméltó a kimondottan agrár jellegű térségekhez (gyepek, rétek, gabonaföldek, stb.) kötődő fűj (*Coturnix coturnix*) jelenléte (69 észlelés).

5. táblázat Az első húsz leggyakrabban megfigyelt madárfaj listája az összesített egyedszámmal és a természetvédelmi státusszal (dőlt betűvel jelölve a vizsgálatba bevont 18 mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok; SZÉP et al. 2012).

No.	Magyar név	Latin név	Egyedszám	Élőhely preferencia	Természetvédelmi státusz
1.	<i>Mezei pacsirta</i>	<i>Alauda arvensis</i>	747	2	V
2.	<i>Seregély*</i>	<i>Sturnus vulgaris</i>	716	2	NV
3.	<i>Sárga billegető</i>	<i>Motacilla flava</i>	385	2	V
4.	<i>Vetési varjú*</i>	<i>Corvus frugilegus</i>	357	5	V
5.	<i>Füsti fecske*</i>	<i>Hirundo rustica</i>	301	1	V
6.	Foltos nádiposzáta	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	117	4	V
7.	<i>Sordély</i>	<i>Miliaria calandra</i>	111	2	V
8.	Fehérszárnyú szerkő*	<i>Chlidonias leucopterus</i>	95	4	FV
9.	<i>Bíbic</i>	<i>Vanellus vanellus</i>	93	2	V
10.	Dolmányos varjú*	<i>Corvus cornix</i>	84	5	NV
11.	Nyári lúd*	<i>Anser anser</i>	81	4	NV, +
12.	<i>Mezei veréb</i>	<i>Passer montanus</i>	71	1	V
13.	Dankasirály*	<i>Larus ridibundus</i>	70	4	V
14.	Fürj	<i>Coturnix coturnix</i>	69	2	V
15.	Fülemüle	<i>Luscinia megarhynchos</i>	62	3	V
16.	<i>Cigánycsuk</i>	<i>Saxicola torquata</i>	61	4	V
17.	Barátposzáta	<i>Sylvia atricapilla</i>	54	3	V
18.	<i>Mezei poszáta</i>	<i>Sylvia communis</i>	49	2	V
19.	Nádi sármány	<i>Emberiza schoeniclus</i>	47	4	V
20.	Fácán	<i>Phasianus colchicus</i>	46	2	NV

* csapatokban mozgó madárfajok; természetvédelmi státusz: FV fokozottan védett, V védett, NV nem védett, + Natura 2000 jelölő faj; élőhely preferencia: 1 – urbán, 2 – mezőgazdasági, 3 – erdei, 4 – vizes, 5 – vegyes/egyéb

4.2. Egyes kistájak jellemző madárközösségeinek összehasonlító elemzése fajösszetétel alapján

A nyolc kistáj madárfaj összetételének hasonlóságát Jaccard-féle hasonlósági index segítségével vizsgáltam, ezáltal megállapítva, hogy mennyire hasonlítanak egymáshoz a kistájak a madarak szemszögéből (6. táblázat). Kizárólag az előzetesen kiválasztott 18 mezőgazdasági területekhez kötődő madárfaj esetében tettem ezt meg. Alaptézisem az volt, hogy tekintve a hasonló vegetációborítást az egyes tájegységek esetében, a fajösszetételben is túlnyomórészt hasonlóságot fogok tapasztalni. A 28 esetből 1-50% között 4, 51-60% között 5, 61-70% között 6, 71-80% között 10, 81-90% között pedig 3 fordult elő. Átlagosan a Beregi-sík 75%-ban, a Borsodi-Mezőség 62%-ban, a Csepeli-sík 72%-ban, a Gerje-Perje-sík 68%-ban, a Hortobágy 64%-ban, a Nagyberek 68%-ban, a Sárvíz-völgy 68%-ban, a Vác-Pesti-Duna-völgy pedig 51%-ban hasonlított a többi kistájhoz. A két leginkább hasonló kistáj a Gerje-Perje-sík és a Hortobágy volt (86%), míg a két leginkább eltérő a Borsodi-Mezőség és a Vác-Pesti-Duna-völgy (40%).

6. táblázat Jaccard-féle fajazonosság vizsgálata a nyolc síkvidéki kistáj között (BS: Beregi-sík, BM: Borsodi-Mezőség, CSS: Csepeli-sík, GPS: Gerje-Perje-sík, H: Hortobágy, N: Nagyberek, SV: Sárvíz-völgy, VPDV: Vác-Pesti-Duna-völgy).

	BS	BM	CSS	GPS	H	N	SV	VPDV
BS	-	75%	78%	71%	63%	82%	76%	63%
BM	75%	-	71%	61%	67%	61%	56%	40%
CSS	78%	71%	-	76%	71%	83%	78%	50%
GPS	71%	61%	76%	-	86%	61%	71%	50%
H	63%	67%	71%	86%	-	56%	59%	44%
N	82%	61%	83%	61%	56%	-	78%	53%
SV	76%	56%	78%	71%	59%	78%	-	56%
VPDV	63%	40%	50%	50%	44%	53%	56%	-

Az öt leggyakoribb mezőgazdasági tájhoz kötődő fészkelő madárfaj listáját a 7. táblázatban szemléltetem. Ha nem veszem figyelembe a csapatokban mozgó fajokat és csak a revírekben lévőket vizsgálom, még így is jelentős eltéréseket tapasztalni, ugyanakkor a két leggyakoribb faj egyértelműen kirajzolódik: mezei pacsirta (*Alauda arvensis*) és sárga billegető (*Motacilla flava*). E két faj mind a nyolc kistáj esetében előfordult, még hozzá igen nagy revírszámmal. A mezei pacsirta minden kistáj esetében az első két hely valamelyikén szerepel,

kivéve a Nagybereknél. A sárga billegető a Csepeli-sík és a Vác-Pesti-Duna-völgy kistájak kivételével a harmadik helyre került.

7. táblázat Az öt leggyakoribb mezőgazdasági tájhoz kötődő fészkelő madárfaj a nyolc síkvidéki kistáj esetében (BS: Beregi-sík, BM: Borsodi-Mezőség, CSS: Csepeli-sík, GPS: Gerje-Perje-sík, H: Hortobágy, N: Nagyberek, SV: Sárvíz-völgy, VPDV: Vác-Pesti-Duna-völgy) és azok példányszámai (az egyedszámok megegyeznek a revírek számával, kivéve a füstifecske *Hirundo rustica*, a vetési varjú *Corvus frugilegus* és a seregély *Sturnus vulgaris* esetében).

No.	BS	BM	CSS	GPS
1.	<i>Sturnus vulgaris</i> 316	<i>Hirundo rustica</i> 128	<i>Alauda arvensis</i> 90	<i>Alauda arvensis</i> 117
2.	<i>Alauda arvensis</i> 122	<i>Alauda arvensis</i> 101	<i>Vanellus vanellus</i> 46	<i>Sturnus vulgaris</i> 110
3.	<i>Motacilla flava</i> 50	<i>Motacilla flava</i> 76	<i>Miliaria calandra</i> 32	<i>Motacilla flava</i> 68
4.	<i>Hirundo rustica</i> 44	<i>Passer montanus</i> 18	<i>Motacilla flava</i> 29	<i>Corvus frugilegus</i> 37
5.	<i>Saxicola torquata</i> 16	<i>Miliaria calandra</i> 14	<i>Corvus frugilegus</i> 27	<i>Hirundo rustica</i> 17
No.	H	N	SV	VPDV
1.	<i>Corvus frugilegus</i> 233	<i>Sturnus vulgaris</i> 34	<i>Sturnus vulgaris</i> 214	<i>Alauda arvensis</i> 97
2.	<i>Alauda arvensis</i> 130	<i>Sylvia communis</i> 31	<i>Alauda arvensis</i> 78	<i>Sturnus vulgaris</i> 26
3.	<i>Motacilla flava</i> 64	<i>Motacilla flava</i> 24	<i>Motacilla flava</i> 55	<i>Galerida cristata</i> 25
4.	<i>Hirundo rustica</i> 38	<i>Hirundo rustica</i> 13	<i>Corvus frugilegus</i> 48	<i>Hirundo rustica</i> 25
5.	<i>Miliaria calandra</i> 32	<i>Alauda arvensis</i> 12	<i>Hirundo rustica</i> 21	<i>Motacilla flava</i> 19

4.3. Mezőgazdasági tájak természetességének értékelése a növényzet-alapú természeti tőke index és a mezőgazdasági madárközösségek diverzitását jellemző mérőszámok alapján

A növényzet alapú természeti tőke indexnek a tájankénti értékeire a hat-hat mintaterület (rozetta) átlaga alapján a következő természetességi sorrend jött ki: Vác-Pesti-Duna-völgy < Nagyberek < Beregi-sík < Gerje-Perje-sík < Sárvíz-völgy < Borsodi-Mezőség < Csepeli-sík < Hortobágy. Kiugróan alacsony értéket a Vác-Pesti-Duna-völgy (3%), kiugróan magas értéket pedig a Hortobágy (45%) esetében tapasztaltam.

A madárfajok fajszerkezetének (SN) vizsgálatánál a Csepeli-sík esetében kaptam a legmagasabb fajszerkezetet (17), a legalacsonyabbat pedig a Vác-Pesti-Duna-völgynél (11). Figyelmen kívül hagyva a csapatokban mozgó füstifecskét (*Hirundo rustica*), vetési varjút (*Corvus frugilegus*) és seregélyt (*Sturnus vulgaris*), teljes egyedszámot (TA) tekintve is a Csepeli-sík és a Hortobágy érte el a legmagasabb (252), míg a Nagyberek a legalacsonyabb értéket (130). A fajszerkezetet a teljes egyedszámmal (TA/SN) vizsgálva legmagasabb arány a

Hortobágnál (21), míg a legalacsonyabb arány a Nagybereknél rajzolódott ki (8,1). Utóbbi esetben a kistájak közötti természetességi sorrend így néz ki: Nagyberek < Sárvíz-völgy < Csepeli-sík < Vác-Pesti-Duna-völgy < Beregi-sík < Gerje-Perje-sík < Borsodi-Mezőség < Hortobágy. A Shannon-indexet tekintve az eddigi két sorrendtől teljesen eltérő képet kaptam: Beregi-sík < Hortobágy < Borsodi-Mezőség < Vác-Pesti-Duna-völgy < Sárvíz-völgy < Gerje-Perje-sík < Csepeli-sík < Nagyberek. Vagyis a legjobb értéket a Nagyberek (2,464), míg a legrosszabbat a Beregi-sík (1,534) érte el. Az egyes paraméterek értékeit a 8. táblázatban foglalom össze.

8. táblázat A növényzet alapú természeti tőke index (NCI), a fajszám, az egyedszám, az egyedszám/fajszám arányszám és a Shannon-index alakulása a nyolc kistáj esetében (BS: Beregi-sík, BM: Borsodi-Mezőség, CSS: Csepeli-sík, GPS: Gerje-Perje-sík, H: Hortobágy, N: Nagyberek, SV: Sárvíz-völgy, VPDV: Vác-Pesti-Duna-völgy).

Kistáj	NCI (%)	Fajszám (SN)	Egyedszám* (TA)	Egyedszám*/Fajszám arányszám	Shannon-index (SD)
BS	17	15	240	16	1,534
BM	27	13	235	18,1	1,718
CSS	30	17	252	14,8	2,23
GPS	19	14	231	16,5	1,833
H	45	12	252	21	1,55
N	11	16	130	8,1	2,464
SV	21	15	187	12,6	1,78
VPDV	3	11	168	15,3	1,774

*a csapatokban mozgó füsti fecske (*Hirundo rustica*), vetési varjú (*Corvus frugilegus*) és seregély (*Sturnus vulgaris*) kivételével az egyedszámok megegyeznek a revírek számával, e három faj nem is szerepel az egyedszám értékeknél

4.4. A növényzet-alapú természeti tőke index és a mezőgazdasági madárközösségek diverzitását jellemző mérőszámok közötti kapcsolatrendszer feltárása

Annak eldöntésére, hogy következtetni tudunk-e a növényzet állapotából a fészkelő madárközösségre, illetve következtetni tudunk-e a fészkelő madárközösségből a növényzet természetességére, a következő eredményeket kaptam. A MANCOVA teszt enyhén szignifikáns volt az NCI esetében (Pillai-féle nyom = 0.025; $F(3;285) = 2.392$; $p = 0.069$) alacsony

hatásnagysággal (parciális $\eta^2 = 0.025$), a próba ereje pedig közepes volt (= 0.595). Az egytényezős varianciaanalízis (*analysis of variance* - ANOVA) eredményét a 9. táblázatban szemléltetem. Eszerint az NCI-nek enyhén szignifikáns hatása volt a teljes abundanciára, míg a fajszámra és a Shannon-indexre nem volt szignifikáns hatása. Magyarán, minél természetesebb egy adott terület, ott annál nagyobb egyedszámban vannak jelen a madárfajok, de a természetesség nem függ össze a fajszámmal és a Shannon-index értékével.

9. táblázat Az egytényezős varianciaanalízis eredményei a függő változókra (fajszám, teljes abundancia és Shannon-index), valamint az NCI magyarázó változóra.

Függő változók	NCI együtthatója	F (1;287)	Parciális η^2	Próba ereje	p érték
Fajszám	0.584	1.400	0.005	0.218	0.238
Teljes abundancia	0.140	3.026	0.010	0.411	0.083
Shannon-index	0.977	2.008	0.007	0.292	0.158

Az NCI és az egyes madárfajok jelenléte/hiánya közötti összefüggések vizsgálatánál kilenc olyan madárfajt találtam, melyek szignifikáns kapcsolatban állnak vele, de további három olyan faj is előkerült, melyeknél enyhe szignifikáns hatást tapasztaltam (10. táblázat). A Somer-féle aszimmetrikus d-értékeket elemezve minden esetben a madáradatokból tudtam az NCI nagyságára következtetni, vagyis alapvetően a madárfajokból lehet következtetni a növényzet természetességére (a fordított irány nem működik). A kilenc szignifikáns fajból háromnál (búbospacsirta *Galerida cristata*, mezei poszáta *Sylvia communis* és citromsármány *Emberiza citrinella*) negatív előjelű a kapcsolat, azaz e fajok előfordulása alacsony NCI értékű területekre utal, más részről pedig e fajok előfordulásának valószínűsége magas NCI értékű területeken alacsony. A további hat faj előfordulása magas NCI értékű természetszerű vagy természetes vegetációra utal, ezek a következők: vörös vércse (*Falco tinnunculus*), bíbic (*Vanellus vanellus*), nagy goda (*Limosa limosa*), mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), sárga billegető (*Motacilla flava*) és sordély (*Miliaria calandra*). Három olyan faj került elő, melyeknél enyhe szignifikáns kapcsolat mutatkozott az NCI és az előfordulásuk között: vadgerle (*Streptopelia turtur*), cigánycsuk (*Saxicola torquata*) és kenderike (*Carduelis cannabina*). Mindannyiuknál negatív előjelű a kapcsolat, vagyis alacsony NCI értékű területeken fordulnak elő nagyobb valószínűséggel. A maradék három faj (fehér gólya *Ciconia ciconia*, rozsdás csuk *Saxicola rubetra* és mezei veréb *Passer montanus*) esetében semmilyen összefüggést nem találtam az

előfordulásuk és az NCI között. Fontos még megjegyezni azt, hogy ezen elemzésekből a csapatokban mozgó fajokat, vagyis a füstí fecskét (*Hirundo rustica*), a vetési varjút (*Corvus frugilegus*) és a seregélyt (*Sturnus vulgaris*) kizártam, mivel túlságosan eltérítették volna a statisztikai eredményeket.

10. táblázat A Somer-féle szimmetrikus és aszimmetrikus d értékek és azok szignifikanciaszintjei. Az összefüggés mérőszámait a diszkretizált NCI értékekből és a fajonkénti előfordulás gyakoriságaiból képzett keresztáblázat alapján számítottam. Az NCI-vel szignifikáns pozitív kapcsolatokban álló fajok neveit vastag, a szignifikáns negatív kapcsolatban állókat dőlt vastag betűkkel szedtem (szignifikáns: + $p < 0,1$; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; illetve *** $p < 0.001$ szinten; ns nem szignifikáns).

Faj	Szimmetrikus d	Asszimmetrikus d (NCI faj)	Asszimmetrikus d (faj NCI)
Motacilla flava	0.206***	0.262	0.170
Miliaria calandra	0.133**	0.214	0.096
<i>Galerida cristata</i>	-0.129***	-0.524	-0.074
Vanellus vanellus	0.105*	0.211	0.070
Limosa limosa	0.097**	0.546	0.053
<i>Emberiza citrinella</i>	-0.096**	-0.409	-0.055
Falco tinnunculus	0.095*	0.251	0.058
Alauda arvensis	0.092*	0.146	0.067
Saxicola torquata	-0.077+	-0.147	-0.052
<i>Sylvia communis</i>	-0.072*	-0.194	-0.044
Passer montanus	-0.063 n.s.	-0.164	-0.039
Streptopelia turtur	-0.046+	-0.259	-0.025
Saxicola rubetra	0.043 n.s.	0.127	0.026
Carduelis cannabina	-0.029+	-0.395	-0.015
Ciconia ciconia	0.012 n.s.	0.106	0.007

4.5. Indikátor madárfajok megállapítása, melyek alkalmasak a mezőgazdasági tájak természetességének meghatározására

A mezőgazdasági tájak természetességét jelölő madárfajok kiválasztásánál abból a 23 faj tartalmazó listából indultam ki, melyet a Pan-European Common Bird Monitoring Scheme

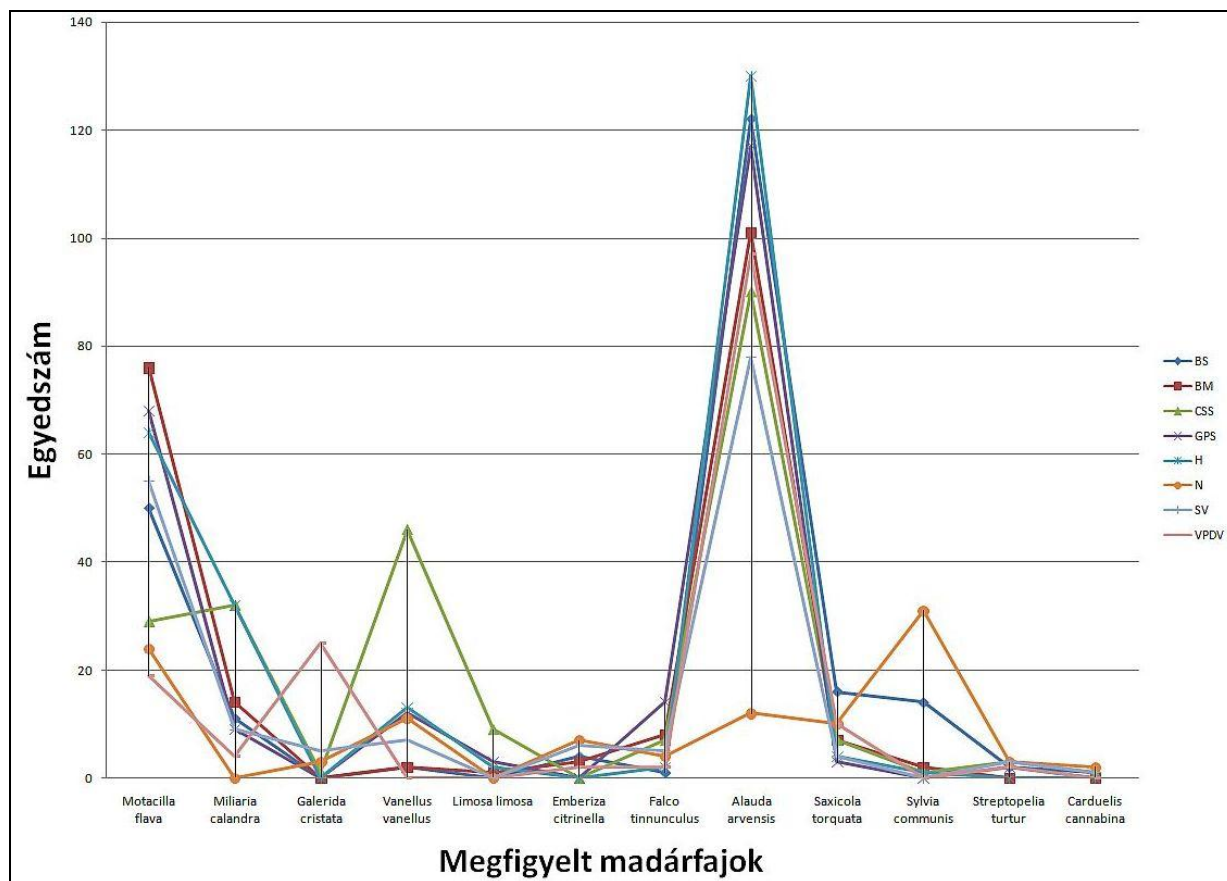
(PECBMS) javasolt a közép- és nyugat-európai régióra. Az *Anyag és módszer* részben leírtaknak megfelelően három fajt eleve kizártam a vizsgálatból: a réti pityert (*Anthus pratensis*), a tövisszúró gébicset (*Lanius collurio*) és a kis örgébicset (*L. minor*). A csicsörke (*Serinus serinus*) és a fogoly (*Perdix perdix*) nem került elő a megfigyelések során, így szintén nem foglalkoztam velük. A csapatokban mozgó madárfajok (füsti fecske *Hirundo rustica*, vetési varjú *Corvus frugilegus* és seregély *Sturnus vulgaris*) életmódjuk miatt erős kitételekkel alkalmasak indikátorként, emiatt ezzel is csökkentettem a listát. A maradék 15 madárfajból kizártam azokat, melyek jelenléte nem mutatott semmilyen szignifikáns összefüggést az NCI értékeivel. Az így kapott 12 madárfaj revírszámát egyes tájegységi bontásban a 11. táblázatban szerepeltettem.

11. táblázat A kiválasztott 12 madárfaj összesített egyedszáma az egyes tájegységekben (BS: Beregi-sík, BM: Borsodi-Mezőség, CSS: Csepeli-sík, GPS: Gerje-Perje-sík, H: Hortobágy, N: Nagyberek, SV: Sárvíz-völgy, VPDV: Vác-Pesti-Duna-völgy), illetve a Somer-féle szimmetrikus *d* értékek (az NCI-vel szignifikáns pozitív kapcsolatban álló fajok neveit vastag, a szignifikáns negatív kapcsolatban állókat dőlt vastag betűkkel szedtem (szignifikáns: + $p < 0,1$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; illetve *** $p < 0,001$ szinten).

Faj	Szimmetrikus <i>d</i>	BS	BM	CSS	GPS	H	N	SV	VP DV
Motacilla flava	0.206***	50	76	29	68	64	24	55	19
Miliaria calandra	0.133**	11	14	32	9	32	0	9	4
<i>Galerida cristata</i>	-0.129***	0	0	1	0	0	3	5	25
Vanellus vanellus	0.105*	2	2	46	12	13	11	7	0
Limosa limosa	0.097**	0	1	9	3	2	0	0	0
<i>Emberiza citrinella</i>	-0.096**	4	3	0	0	0	7	6	2
Falco tinnunculus	0.095*	1	8	7	14	2	4	5	2
Alauda arvensis	0.092*	122	101	90	117	130	12	78	97
<i>Saxicola torquata</i>	-0.077+	16	7	7	3	4	10	4	10
<i>Sylvia communis</i>	-0.072*	14	2	1	0	1	31	0	0
<i>Streptopelia turtur</i>	-0.046+	2	0	3	2	0	3	3	2
<i>Carduelis cannabina</i>	-0.029+	1	0	1	0	0	2	1	0

A szemléltethetőség és a könnyebb eligazodás érdekében a 12. ábrán mutatom be, hogy az egyes fajok milyen egyedszámban fordultak elő az egyes kistájak mintaterületein. A mezei pacsirta (*Alauda arvensis*) dominanciája egyértelműen kirajzolódik, egyedül a Nagyberekben

fordult elő jóval kisebb példányszámban, mint az összes többinél (12 egyed). Hozzá hasonlóan minden kistájon előkerült a sárga billegető (*Motacilla flava*), öt kistáj esetében igen nagy számban (50-76 egyed). A sordély (*Miliaria calandra*) a Nagyberek kivételével mindenhol előkerült, viszonylag egyenletes egyedszámban (4-32 egyed). Hasonló mondható el a bibicről (*Vanellus vanellus*), ő a Vác-Pesti-Duna-völgy kistájon nem kerül elő, a többin igen. Az észlelt revírek száma 2-13 között változott, kiugró értéket a Csepeli-síkon tapasztaltam, itt 46 revírt tudtam detektálni. Ragadozó létére mindenhol előfordult a vörös vércse, értelemszerűen kis egyedszámban (1-14 egyed). Egyenletes eloszlásuk miatt ezek azok a fajok, melyek véleményem szerint gyakoriságuk okán alapját képezhetik a mezőgazdasági térségek természetességének meghatározására. Az összes többi faj vagy csekély példányszámban került elő, vagy pedig egyenlőtlen volt az eloszlás az egyes kistájak között (kivételt a cigánycesuk *Saxicola torquata* jelent, mely mindenhol előfordult ugyan, de változatos élőhely preferenciája miatt nem tartom alkalmasnak ezen térségek jellemzésére.).



12. ábra A kiválasztott 12 madárfaj eloszlása egyedszám tekintetében az egyes tájegységekben (BS: Beregi-sík, BM: Borsodi-Mezőség, CSS: Csepeli-sík, GPS: Gerje-Perje-sík, H: Hortobágy, N: Nagyberek, SV: Sárvíz-völgy, VPDV: Vác-Pesti-Duna-völgy).

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

5.1. A magyarországi mezőgazdasági területeket használó leggyakoribb madárfajok vizsgálata

A 2011. és a 2012. évek során 112 madárfaj 4476 egyede került elő a nyolc kistáj területén, összesen 48 terepnap alkalmával, 336 ponton. Ez a teljes magyarországi madárfauna 28%-a (HADARICS & ZALAI 2008). A 4476 egyedből 3074 egyed abból az általam 18 fajra szűkített listából került ki, melyet a Pan-European Common Bird Monitoring Scheme (PECBMS) javasolt a közép- és nyugat-európai régió mezőgazdasági tájaira (http://www.birds.cz/pecbm/indik_lists.php?list_species=1&result_set=Publish2014&indik=E_C_CEE_Fa). Ezek alapján elmondható, hogy valóban mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok domináltak a területen, az összegyedszám 68,6%-ban. Amennyiben az egyes fajok élőhely preferencia besorolását nézzük, úgy hasonló eredményt kapunk. Fajszámban dominálnak ugyan a vizes élőhelyeket kedvelő fajok, ám az egyedszámuk mindösszesen 766. A mezőgazdasági és az erdei élőhelyeket preferáló madárfajok hasonló fajszámban vannak jelen (előbbi 26, utóbbi 22), de míg előbbihez 2443, addig utóbbihoz 243 egyed társul. Az emberi környezethez kötődő 15 fajon 453 egyed, míg a vegyes/egyéb élőhelyekhez kötődő 5 fajon 571 egyed osztozik. Hasonlóan a PECBMS fajlistához, az agrártájakhoz kötődő fajok itt is nagy arányt (54,6%) értek el az összegyedszámhoz képest (SZÉP et al. 2012). A vizes élőhelyeket kedvelő madárfajoknál meg kell jegyezni, hogy életmódjuknak szerves részét képezik ezek az agrártérségek, elsősorban táplálkozó területként használják azokat. Tipikusan ilyen fajok például a nyári lúd (*Anser anser*), a barna rétihéja (*Circus aeruginosus*) vagy a nagy kócsag (*Egretta alba*).

Fajkészletet tekintve nagy a hasonlóság Báldi és munkatársai (2005) által végzett vizsgálati eredményekkel, amikor 2003-ban egy költési szezon alkalmával 67 fajt regisztráltak hasonló élőhelyeken (elsősorban legeltetett területeket vizsgáltak). Elemzésükben a gyakori fajok közé sorolták be a nagy godát (*Limosa limosa*), a sordélyt (*Miliaria calandra*), a vörös vércsét (*Falco tinnunculus*), a bíbicet (*Vanellus vanellus*), a mezei pacsirtát (*Alauda arvensis*), a seregélyt (*Sturnus vulgaris*), a cigánycsukot (*Saxicola torquata*), a mezei verebet (*Passer montanus*), a rozsdás csukot (*Saxicola rubetra*) és a sárga billegetőt (*Motacilla flava*). Ezen megállapításokat tanulmányom is megerősíti, kivéve a nagy goda esetét, ami mindösszesen 15 példányban került elő 5 kistáj területén. A ritka fajok közé sorolták be a búbospacsirtát (*Galerida cristata*), a kenderikét (*Carduelis cannabina*), a vetési varjút (*Corvus frugilegus*) és a fehér

golyát (*Ciconia ciconia*). A kenderike és a fehér gólya esetében egyezik a kapott eredményem ezzel. Vizsgálataim alapján közepesen gyakori fajnak tekinthető a vetési varjú is, tekintve, hogy 5 kistáj területén figyeltem meg, jobbára kisebb-nagyobb csapatokban. A búbospacsirta nagy egyedszámban került ugyan elő, ugyanakkor csak 4 kistáj területén. A 37-es egyedszámból 25 a Vác-Pesti-Duna-völgy területére esett, így mindenképpen indokolt a ritka fajok közé sorolni. Báldi és munkatársai (2005) tanulmányukban a gyakori fajok közé sorolják a fogolyt (*Perdix perdix*), ugyanakkor én egyetlen egy alkalommal sem találkoztam a fajjal. Alapvetően külterjes mezőgazdasági területekhez, szántóföldek szegélyéhez, legelőkhöz kötődik, melynek állománya folyamatos csökkenést mutat a mezőgazdaság intenzifikációjával (FARAGÓ 2004). Éppen emiatt napjainkban az ország nagy területéről eltűnt, előfordulása a Csepeli-sík esetében lett volna a legvalószínűbb. Van 4 faj, mely nem szerepel a fenti tanulmányban, vagy pedig nem tekintik mérvadónak ezen élőhelyeken. A füstifecske (*Hirundo rustica*) gyakorta vadászik füves területek környékén, ugyanakkor fészkelőhely szempontjából ragaszkodik az emberi létesítményekhez. Csapatosan mozgó fajként nagy számban fordult elő a mintaterületeimen. A citromsármány (*Emberiza citrinella*) és a vadgerle (*Streptopelia turtur*) mindannyian olyan élőhelyeket preferálnak, ahol a költésükhöz elengedhetetlenül szükséges fa- és bokorcsoportok jelenléte (erdőszelek, bokros domboldalak, mezsgyék, stb.). Leszámítva a mezei poszáta (*Sylvia communis*) Beregi-síkon és a Nagybereken való nagy számát, nem tekinthető feltétlenül kulcsfajának a mezőgazdasági tájaknak, hasonlóan más tanulmányokhoz (BÁLDI et al. 2005; VERHULST et al. 2004).

Ki kell emelni a foltos nádiposzáta (*Acrocephalus schoenobaenus*), mely 117 revírral került elő a felmérések során, vagyis igen gyakori fajnak tekinthető (BÁLDI et al. 2005). Szárazabb nádasok szegélyéhez, nedves csatorna- és árokpartokhoz, nedves rétekhez, sásosokhoz, mocsárrétekhez és szikes rétekhez kötődik, vagyis potenciális alkalmas lehet az agrártájak jellemzésére, hiszen éppen azokon az átmeneti ökoton élőhelyeken fordul elő, amik kapcsolatot teremtenek a szárazföldi és a vízi élővilág között (HADARICS & ZALAI 2008). Szintén figyelemreméltó a fűrj (*Coturnix coturnix*) magas egyedszáma (69), mely alkalmas indikátora lehet ezen térségeknek. A faj a kellő takarást nyújtó mezőgazdasági táblákban (főleg gabona) és gyepekben egyaránt megtalálható (HADARICS & ZALAI 2008).

A PECBMS listája a mezőgazdasági területeken gyakori madárfajokat tartalmazza, többségében olyanokat, melyeket korábban hazánkban is gyakori fajoknak tartottak (HADARICS & ZALAI 2008; HARASZTHY 2000). Ha az eredményeimet nézem, akkor ebből a listából a magyar agrártérségeket tekintve a fogoly és a csicsörke (*Serinus serinus*) elő sem került, a vadgerle és a citromsármány pedig más típusú élőhelyeket preferál, ahogyan az a

csékély megfigyelésből is következtethető. Kis egyedszámban került elő a kenderike (*Carduelis cannabina*), a fehér gólya és a nagy goda, így mindenféleképpen a ritkább fajok közé sorolandók. Kutatási eredményeim alapján a magyar mezőgazdasági tájak leggyakoribb tizenhárom madárfaja a következő: vörös vércse, bíbic, mezei pacsirta, füsti fecske, búbospacsirta, sárga billegető, rozsdás csuk, cigánycsuk, mezei poszáta, vetési varjú, seregély, mezei veréb és sordély. A fajkészlet erős hasonlóságot mutat több más tanulmánnyal (BÁLDI et al. 2005; GREGORY et al. 2005; GREGORY & VAN STRIEN 2010; SZÉP et al. 2012; VERHULST et al. 2004). A fajok természetvédelmi státuszát értékelve 31 fokozottan védett, 71 védett és 10 nem védett fajt figyeltem meg. A Natura 2000 jelölő madárfajok száma 45. Ezek az eredmények is igazolják, hogy a hazánkban megmaradt agrártérségek még igen gazdag természeti értékek hordozói (ÁNGYÁN et al. 2003; MÁRKUS 1994).

5.2. Kistájak összehasonlításának vizsgálata fajösszetétel alapján

A kistájak összehasonlító elemzése eredményei alapján azt kaptam, hogy azok nemcsak növényzetüket tekintve (DÖVÉNYI 2010; KIRÁLY et al. 2008), hanem madárközösségeik fajösszetételét figyelembe véve is hasonlóak. Átlagosan minden egyes kistáj 50%-nál nagyobb mértékben hasonított a másikra, leginkább 62-75% között, leszámítva a Vác-Pesti-Duna-völgyet, amely 51%-os értéket ért el. Itt volt a legkevesebb a megfigyelt fajok száma (11), nem került elő a mindenhol máshol megfigyelt bíbic (*Vanellus vanellus*) és rozsdás csuk (*Saxicola rubetra*). A kistájat a lakott területek és a vízfelület magas aránya jellemzi (34,3 és 17,1%), a mezőgazdasági területeket jobbra szántók képviselik (22,7%) kevés réttel, legelővel (7,5%). A szántók jobbra kisparcellák, emberek által gyakran látogatottak, a gyepek pedig zárvány élőhelyek, főként szárazabb homokpusztagyepek és homoki sztyepprétek (DÖVÉNYI 2010; KIRÁLY et al. 2008). Feltehetőleg ez az oka annak, hogy az alapvetően nedves gyepeket kedvelő bíbic nem került elő, ha pedig ilyen élőhelyet nem talál, akkor a kiszáradt gyepek közelében lévő belvizes szántókon is megtelepszik (DEL HOYO et al. 1994, 1996; POULSEN et al. 1998; TUCKER & EVANS 1997). Valószínűleg szintén a nedves rétek hiánya okozhatta, hogy nem fordult elő a rozsdás csuk (HADARICS & ZALAI 2008; HARASZTHY 2000). A kistáj legjobban a Beregi-síkkal mutatott hasonlóságot (63%), legkevésbé a Borsodi-Mezőséggel (40%), ez utóbbi az abszolút leggyengébben hasonlító párost jelentette. A két leginkább hasonló kistáj a Gerje-Perje-sík és a Hortobágy volt (86%), de a 71-90% közötti igen magas arányt eleve 13 páros érte el a 28 esetből. Átlagosan a Beregi-sík 75%-ban, a Borsodi-Mezőség 62%-ban, a Csepeli-sík 72%-ban, a Gerje-Perje-sík 68%-ban, a Hortobágy 64%-ban, a Nagyberek 68%-ban, a Sárvíz-völgy 68%-ban, a

Vác-Pesti-Duna-völgy pedig 51%-ban hasonlított a többi kistájhoz. Fontos megjegyezni azt, hogy az elemzésekhez kiválasztott mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok egy-két kistáj kivételével mindenhol előfordultak, így a különbség elsősorban az egyéb élőhely típust preferáló fajok okozták, és főleg olyanok, melyek 1-1 példányban fordultak elő az adott kistáj területén. Amennyiben ezeket kizártam volna az elemzésből, a fajösszetétel alapján történő összehasonlításban még nagyobb hasonlóságot tapasztalhattam volna az egyes kistájak között.

Mivel a fajszám extrém módon érzékeny a ritka fajokra, ezért megnéztem az öt leggyakrabban előforduló madárfajt. A csapatokban mozgó fajokat nem számolva a revírszámokban helyenként nagy eltéréseket tapasztaltam, ugyanakkor a két leggyakoribb faj egyértelműen kirajzolódott: mezei pacsirta (*Alauda arvensis*) és sárga billegető (*Motacilla flava*). E két faj mind a nyolc kistáj esetében előfordult, még hozzá igen nagy revírszámmal. A mezei pacsirta minden kistáj esetében az első két hely valamelyikén szerepelt, kivéve a Nagybereknél. A sárga billegető a Csepeli-sík és a Vác-Pesti-Duna-völgy kistájak kivételével a harmadik helyre került. Az agrártérségek esetében e két faj abszolút karakterfajnak tekinthető, amint az több más tanulmányban is már megjegyzésre került (BÁLDI et al. 2005; GREGORY et al. 2005; GREGORY & VAN STRIEN 2010; NAGY & LENGYEL 2008; NAGY 2011; SZÉP et al. 2005; VERHULST et al. 2004). Rajtuk kívül még három faj fordult elő mind a nyolc kistáj területén: vörös vércse (*Falco tinnunculus*), füsti fecske (*Hirundo rustica*) és cigánycsuk (*Saxicola torquata*).

5.3. Kistájak természetességi sorrendjének vizsgálata a növényzet-alapú természeti tőke index és a madárközösségek diverzitását jellemző mérőszámok alapján

Az egyes mutatószámok által felállított természetességi sorrend eredményeinek összességéből látható, hogy a vizsgált ökológiai állapot-indikátorok részben eltérően látják és értékelik a tájakat, vannak hasonlóságok és különbségek, ám a részletekben számos eltérés lehet. Alaphipotézisem az volt, hogy a magas NCI értékekkel rendelkező kistájak esetében fogom a legmagasabb madártani mutatószámokat kapni, a legalacsonyabb NCI értékekkel bíró kistájak esetében pedig a legalacsonyabbakat. Ez a Shannon-index által felállított sorrendet kivéve alapvetően be is igazolódott. Az NCI és az egyedszám/fajszám arányszám alapján felállított természetességi sorrendek esetében a listák végein nagy hasonlóságok vannak. Mindkettőnél legmagasabb értéket a Hortobágy érte el, de a Borsodi-Mezőség helye is körülbelül ugyanott helyezkedik el. Az egyik leggyengébb értéket a Nagyberék kapta mindkét esetben.

Annak ellenére, hogy a Vác-Pesti-Duna-völgy természetessége nagyon alacsony, az egyedszám/fajsám arány vizsgálatánál a középmezőnyben végzett.

E két sorrenddel szemben a Shannon-indexet tekintve teljesen eltérő képet kaptam, például az előbbi két lista végén helyet foglaló Nagyberék itt a legjobb értéket kapta. A jelenség hátterében feltehetőleg az egyes kistájak mozaikosságának erőssége és az ember tájatalakító tevékenysége áll. Minél tagoltabb egy táj, annál több madárfaj találhatja meg életfeltételeit. Egy másik lehetséges magyarázat, hogy a Shannon-index nem tud kiemelt súlyt adni a jellemzően nagyobb testű (és gyakran ritkább, nagyobb természetvédelmi értékű) fajok számára, így e fajok elvesznek a sok kistestű (és kis revírú, de nagy egyedszámú) egyed között, és nem emelik meg a SD értékét. A homogénabb, egyneműbb gyepterületek dominálta Hortobágy kevesebb mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajt képes eltartani magasabb példányszámban (12 faj, 252 egyed) (ECSEDI 2004), mint a jóval mozaikosabb szerkezetű és ember által lényegesen befolyásoltabb Nagyberék (16 faj, 130 egyed) (DÖVÉNYI 2010). A mozaikos agrártérségek jóval változatosabb madárközösségeket tudnak eltartani, de nem feltétlenül nagy egyedszámban (DEVICTOR & JIGUET 2007). A sövények és a mezővédő erdősávok meghagyása a Nagyberékben olyan fajok megtelepedését teszi lehetővé, mint a mezei poszáta (*Sylvia communis*) és a seregély (*Sturnus vulgaris*), melyek nagymértékben hozzájárulnak a biodiverzitási értékek növekedéséhez. Az intenzíven művelt terület magasabb Shannon-indexet eredményezhet, ami nem feltétlenül jó egy adott táj természetességi értékét tekintve. Más tanulmány is kimutatta, hogy intenzíven művelt területeken (magasabb állatlétszám és az ezzel együtt járó erőteljesebb legeltetési intenzitás, emberi létesítmények jelenléte, stb.) magasabb Shannon-indexet mérhetünk, ugyanakkor magasabb egyedszámmal ez nem feltétlenül párosul (BÁLDI et al. 2005; GLENNON & PORTER 2005). A fajsám extrém módon érzékeny a ritka fajokra, így önmagában nem sok értelme van vizsgálni, hozzá kell nézni az adott fajhoz tartozó egyedszámot is (SHANNON 1934; STANDOVÁR & PRIMACK 2001). A Shannon-index szintén a ritka fajokra érzékeny, emiatt a csapatokban mozgó fajokat kizártam a vizsgálataimból. Természetességi sorrend értékelésére nem vált be, de más tanulmányok is hasonlóra jutottak (BÁLDI et al. 2005; GLENNON & PORTER 2005).

5.4. A növényzet-alapú természeti tőke index és a mezőgazdasági madárközösségek diverzitását jellemző mérőszámok közötti kapcsolatrendszer vizsgálata

Az általam vizsgált növényzet- és madár alapú ökológiai mutatók túlnyomórészt hasonlóan, koherens módon értékelik és látják a délkelet-európai agrártérségek természetességi

állapotát. A vizsgált három madártani mutatószám közül az NCI-nek szignifikáns hatása volt a teljes abundanciára alacsony hatásfokkal. Ez annyit jelent, hogy minél természetesebb, vagyis minél inkább eredeti állapotában maradt meg a vegetáció egy adott terület esetében, ott annál nagyobb egyedszámban vannak jelen a vizsgált madárfajok. Hasonló eredményre jutottak Mills és munkatársai (1991) mozaikos, gyepekkel tagolt agrárterületek esetében. Mindezek mellett az NCI nem mutatott szignifikáns összefüggést a fajszám és a Shannon-index esetében (GLENNON & PORTER 2005), magyarul a növényzet állapotának természetessége nincs kapcsolatban a fajszámmal és a Shannon-index értékével. Ez arra utal, hogy nem minden faj mutat pozitív összefüggést a természetes növényzettel, ahogyan ezt az alábbi, egyes fajokra irányuló vizsgálataim is alátámasztják.

Az NCI és a 15 figyelembe vett madárfaj jelenléte/hiánya közötti összefüggések vizsgálatánál hat olyan madárfajt találtam, melyek szignifikáns pozitív kapcsolatban álltak vele, három faj viszont szignifikáns negatív kapcsolatot mutatott. A hat faj előfordulása magas NCI értékű természetszerű vagy természetes vegetációra utal, ezek a következők: vörös vércse (*Falco tinnunculus*), búbic (*Vanellus vanellus*), nagy goda (*Limosa limosa*), mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), sárga billegető (*Motacilla flava*) és sordély (*Miliaria calandra*). Ezek a fajok lényegesen gyakoribbak a természetes állapothoz közeli gyepeken és az extenzíven művelt agrár élőhelyeken, mint az intenzíven hasznosított területeken (BÁLDI et al. 2005; HOFFMANN et al. 2013; TUCKER & EVANS 1997; VERHULST et al. 2004). A vörös vércse alapvetően fákkal elszórt gyepeken, legelőkön és szántókon költ, kedveli a mezőgazdasági területeket szegélyező fasorokat és facsoportokat, viszont tartósan csak a rágcsálókban gazdag élőhelyeken tud megtelepedni (DEL HOYO et al. 1994; HADARICS & ZALAI 2008; HARASZTHY 2000). A mezei pacsirta és a sordély a szárazabb gyepeket preferálják rövid fűvel és parlaggal, de utóbbi faj nem tud megtelepedni néhány bokor vagy magasabb növény nélkül (HADARICS & ZALAI 2008; HARASZTHY 2000; HOFFMANN et al. 2013; TUCKER & EVANS 1997). Elsősorban nedvesebb élőhelyeket, főleg gyepeket kedvel a búbic, a nagy goda és a sárga billegető (HADARICS & ZALAI 2008; HARASZTHY 2000; TUCKER & EVANS 1997). Annak ellenére, hogy fentebbi fajok alkalmazkodóképességükről tanúságot téve sívó szántókon is képesek megtelepedni (pl. búbic tavaszi vízállásos részeken, sordély bokrokkal tarkított szántókon) (DEL HOYO et al. 1994; POULSEN et al. 1998), mégis jelenlétük alapvetően kedvező ökológiai állapotról tesz tanúbizonyságot ezen agrártérsegek esetében, amit az elemzéseim is bizonyítanak.

Három faj, a búbospacsirta (*Galerida cristata*), a mezei poszáta (*Sylvia communis*) és a citromsármány (*Emberiza citrinella*) esetében negatív előjelű volt a kapcsolat az NCI-vel, azaz e

fajok előfordulása alacsony NCI értékű területekre, degradált élőhelyekre utal, más részről pedig e fajok előfordulásának valószínűsége magas NCI értékű területeken, azaz természetszerű élőhelyeken alacsony. Mindezeket alátámasztja a három faj élőhely preferenciája, hiszen Magyarországon kevésbé kötődnek a természetes vagy természetszerű élőhelyekhez. A búbospacsirta kedvelt élőhelyei lakott területek (pl. tanyák), kisparcellák, parlagok, ugarok, félmagas, kórós növényekkel benőtt területek, míg a citromsármány és a mezei poszáta fás-bokros élőhelyeken fordulnak elő (pl. cserjésedő legelők és domboldalok, erdőszegélyek). Összességében egyik faj sem különösebben érzékeny a környezete állapotára (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2014; HADARICS & ZALAI 2008; HARASZTHY 2000; TUCKER & EVANS 1997). Az általuk preferált élőhelyek egyike sem kötődik szorosan a természetes vagy természetszerű vegetációhoz, sőt, jobbra degradált helyeken, települések vagy más emberi létesítmények környékén fordulnak elő.

Három olyan faj került elő, melyeknél enyhe szignifikáns kapcsolat mutatkozott az NCI és az előfordulásuk között: vadgerle (*Streptopelia turtur*), cigánycsuk (*Saxicola torquata*) és kenderike (*Carduelis cannabina*). Mindannyiuknál negatív előjelű a kapcsolat, vagyis alacsony NCI értékű, degradált területeken fordulnak elő nagyobb valószínűséggel. Nyugat-Európában ezen fajok megbízható indikátorai az agrártájak ökológiai állapotának jellemzésére (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2014; TUCKER & EVANS 1997), hazánkban azonban más a helyzet. A vadgerle erdős élőhelyekhez kötődik, így a mezőgazdasági területeken indikátorként való alkalmazása nem tűnik relevánsnak (HADARICS & ZALAI 2008; HARASZTHY 2000; SZÉP et al. 2012). A cigánycsuk és a kenderike nagyon változatos élőhelyeken fordulhat elő, kezdve a lakott települések környékétől a gazosodott domboldalakig (HADARICS & ZALAI 2008; HARASZTHY 2000). Többnyire azon élőhelyeket részesítik előnyben, ahol a növényzet állapota korántsem tekinthető természetesnek vagy természetszerűnek. A maradék három faj (fehér gólya *Ciconia ciconia*, rozsdás csuk *Saxicola rubetra* és mezei veréb *Passer montanus*) esetében semmilyen összefüggést nem találtam az előfordulásuk és az NCI között. Egyik lehetséges magyarázata ennek, hogy ezen fajok elsősorban a közepes zavartságot preferálják a tájban, és amíg Nyugat-Európában degradált tájak vannak az ő szemszögükből nézve, addig Magyarországon a mintaterületeim jelentős része azokhoz képest természetszerűnek tekinthető, mint például a Hortobágy (WILKINSON 1999). Másik lehetséges magyarázat, hogy egész egyszerűen nem volt elég adat a statisztikai eredményekhez, ami különösen igaz a fehér gólya és a kenderike esetében (9 és 5 egyed).

Az NCI és a madárfajok diverzitását jelölő mutatószámok irányultságát tekintve azt állapítottam meg, hogy minden esetben a faj előfordulásából tudtam az NCI nagyságára

következtetni, vagyis alapvetően a madárfajokból lehet következtetni a növényzet természetességére (a fordított irány nem működik). Ennek megfelelően sokkal valószínűbb az agrártájak madárközösségeinek fajösszetételéből következtetni a növényzet természetességére, mintha a növényzet állapotából (NCI értékéből) próbálnánk meg kitalálni az ott élő madárközösség fajösszetételét. Vagyis a mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok jó előrejelzői lehetnek ezen ökoszisztémák természetességi állapotának meghatározásához. Ez egy nagyon vitatott téma a szakirodalomban, nagy gyakorlati relevanciával: egyes tanulmányok megerősítik a kapott eredményeimet, míg más tanulmányok nem. Bradford és munkatársai (1998) különböző madárközösségeket jellemző mutatószámokat vizsgáltak, így a fajszaámot, a Shannon-indexet és a teljes abundanciát, amik megbízhatatlan indikátoroknak bizonyultak a vizsgált észak-amerikai ökoszisztémák esetében. Más tanulmányok Svédországból is megerősítik, hogy a farmland madarak fajgazdagsága természeteszerű gyepeknél nem használható indikátorként a teljes biodiverzitás jellemzésére, és nincs kapcsolat a vegetáció és ezen madarak előfordulása, gyakorisága között (PÄRT & SÖDERSTRÖM 1999; VESSBY et al. 2002). Másrészt Eglinton és munkatársai (2012) viszont azt találták a mérsékelt övi mezőgazdasági élőhelyek esetében, hogy ezen madárfajok jó előrejelzői több más taxonómiai csoport fajgazdagságának. Ezt megerősíti Canterbury és munkatársai (2000) vizsgálata ártéri erdőknél.

5.5. Mezőgazdasági tájak természetességét jelző indikátor madárfajok vizsgálata

Az agrár térségek természetességét jelző indikátor madárfajok meghatározásánál abból a 12 fajból indultam ki, melyek szignifikáns, vagy enyhén szignifikáns hatást mutattak az NCI értékekkel. Azon három faj, mely negatív összefüggést mutatott az NCI-vel, többnyire kiugró értékeket produkált (mezei poszáta *Sylvia communis* és búbospacsirta *Galerida cristata*), vagy pedig csekély példányszámban fordult elő a kistájak többségében (citromsármány *Emberiza citrinella*). Ráadásul utóbbi faj élőhely preferenciája alapján sem köthető ezen típusú élőhelyekhez (HADARICS & ZALAI 2008; HARASZTHY 2000; TUCKER & EVANS 1997), melyet vizsgálataim is megerősítettek. Az alacsony természetességi értékű területeket jelölő madárfajok indikátorként való alkalmazása hátrányos is lehet, hiszen elfedi a madár-alapú biodiverzitás indikátorok jelentőségét. Összességében ezen fajok nem alkalmasak az agrár térségek természetességének jellemzésére, a magyar Farmland Bird Index-ben való szerepeltetésük sem indokolt.

Azon három faj közül, melyek enyhe szignifikáns negatív hatást mutattak az NCI-vel, a vadgerle (*Streptopelia turtur*), hasonlóan a citromsármányhoz, élőhely preferenciája alapján

inkább az erdős területekhez kötődik (HADARICS & ZALAI 2008; HARASZTHY 2000; TUCKER & EVANS 1997), a vizsgálataim során is csak csekély példányszámban fordult elő hat kistáj területén. A kenderike (*Carduelis cannabina*) összesen öt példánya került elő négy kistájon. A cigánycsuk (*Saxicola torquata*) minden kistájon előkerült ugyan, de élőhely választása rendkívül változatos, sem a szakirodalmi (HADARICS & ZALAI 2008; HARASZTHY 2000), sem a vizsgálataim alapján nem ragaszkodik feltétlenül a természetszerű vagy természetes tájegységekhez. Összegezve ezen fajokat sem tartom alkalmasnak a mezőgazdasági területek természetességének értékelésére.

Azon hat faj közül, melyek pozitív összefüggést mutattak az NCI értékeivel, öt faj egyenletes eloszlást mutatott az egyes kistájak között, bár voltak kiugró értékek. Egyedül a nagy goda (*Limosa limosa*) volt az, amelyik a nyolc kistáj közül négyben nem került elő, és a többiben is viszonylag csekélyebb egyedszámban. Ezen világszerte veszélyeztetett faj jelenléte egy jó minőségű nedves élőhelyet feltételez (HADARICS & ZALAI 2008; HARASZTHY 2000; TUCKER & EVANS 1997), ugyanakkor indikátorfajként való alkalmazása az egyenlőtlen eloszlás miatt nem javasolt. Mindezek alapján a következő öt madárfaj alkalmas a mezőgazdasági tájak természetességének értékelésére: vörös vércse (*Falco tinnunculus*), bíbic (*Vanellus vanellus*), mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), sárga billegető (*Motacilla flava*) és sordély (*Miliaria calandra*).

Alapvetően az elsődleges biotikus adatokra (pl. fajok jelenléte és gyakorisága) támaszkodó biodiverzitás indikátorok közvetlenül soha nem globális vagy kontinentális léptékben működnek, hanem valamilyen szinten magukat az ökoszisztémákat jellemzik: megpróbálják leírni azokat, ugyanakkor ezen indikátorokat egy sor terepi eljárás során érvényesíteni, pontosítani szükséges. A vizsgálatom alapvetően a Magyarországra adaptált Farmland Bird Index fajkészletét pontosítja, ugyanakkor alapul szolgálhat egy Délkelet-Európára, vagy a pannon régió egészére vonatkozó indexnek is (GREGORY et al. 2005; GREGORY & VAN STRIEN 2010).

Egy magyar mezőgazdasági élőhelyekhez kötődő madárfajokat tartalmazó index további vizsgálatokat generálhat, melyek figyelembe veszik a felhasználói igényeket (szakpolitika, nyilvánosság) és az adatok hozzáférhetőségét (pl. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület monitoring programjai), valamint a tudományos szempontokat. Ezen vizsgálatoknak egy igen alapos terepi tesztelést kell magukban foglalniuk, amiknek ugyanazon időszaktól származó részletes madár és NCI adatokon kell alapulniuk. Mindezek mellett tartalmazniuk kellene a gyakori fajok mellett a ritka fajokat is, hiszen ezek néha sokkal érzékenyebbek a környezetben bekövetkezett változásokra és sokkal gyorsabban is reagálnak azokra (PEARMAN

& WEBER 2007; RENWICK et al. 2012). Azon hat madárfaj, mely pozitív kapcsolatot mutatott az NCI értékeivel, valóban alkalmas a magyar mezőgazdasági tájak jellemzésére és így a hazai Farmland Bird Index fajkészletében való szerepeltetésük indokolt. Azon három madárfaj viszont, melyek negatívan korreláltak az NCI értékeivel, törlésre javasolandók.

6. GYAKORLATI ÉS TÁRSADALMI HASZNOSÍTHATÓSÁG

A kutatás gyakorlati és társadalmi hasznosíthatósága széleskörű, melynek felhasználási területeit a következőképpen lehet csoportosítani:

1. Tájak természetességének jellemzése
2. Hosszú távú monitoring programok során való felhasználásuk
3. Monitoring eszköz a település- és területrendezéshez kapcsolódóan
4. Ökoszisztéma szolgáltatások értékelése
5. "Alapanyag" más hasonló típusú kutatásokhoz

1. Tájak természetességének jellemzése

Már önmagában az is egy fontos célnak tekinthető, hogy legyenek a tájak természetességének jellemzésére használható objektív mérőszámok, melyek kialakítását segítik elő vizsgálataim, illetve bizonyos szempontból javaslatot adnak arra. A mérőszámok esetében fontos kritérium, hogy azok megismételhetőek legyenek bárki számára. A doktori disszertációmban bemutatott növényzet-alapú természeti tőke index, valamint a madárfajok felmérése egy standardizált módszer, ennek megfelelően mások számára viszonylag könnyedén kivitelezhető, természetesen megfelelő botanikai és madártani tapasztalatokkal rendelkezők részére. Madarak esetében bármilyen felvételezést is végezzünk, lehetőleg arra a hat fajra kell koncentrálni (vörös vércse *Falco tinnunculus*, búbosposzta *Vanellus vanellus*, nagy goda *Limosa limosa*, mezei pacsirta *Alauda arvensis*, sárga billegető *Motacilla flava*, sordély *Miliaria calandra*), melyek szignifikáns pozitív kapcsolatot mutattak az NCI értékeivel, vagyis a növényzet állapotával. Mindez szükség esetén kiegészíthető azzal a három fajjal (búbospacsirta *Galerida cristata*, mezei poszta *Sylvia communis*, citromsármány *Emberiza citrinella*), melyek esetében szignifikáns negatív kapcsolat lépett fel. Az eredményeket ennek megfelelően kell értelmezni, ezekből tudunk ugyanis értelmes következtetéseket levonni az adott tájegység természetességi állapotát illetően.

A tájak természetességének értékelésénél figyelembe kell azt venni, hogy a módszer csak korlátozottan alkalmas tájak, tájrészletek aktuális állapotának leírására, ezáltal az egyes tájegységek összehasonlítására. Ennek oka, hogy nem képezte tárgyát vizsgálatomnak az egyes fajok territórium nagyságának és élőhely preferenciájának meghatározása, habár mindkettőről nyertem információkat a kutatás során. Attól függően, hogy az adott területen mely fajok dominálnak, következtetni tudunk az aktuális táj állapotára, de mindig fontos figyelembe venni a határokat. Egy ragadozó, jelen esetben a vörös vércse jelenléte, mindig a táplálékellátottságról

tesz tanúbizonyságot. Önmagában azonban nem mond sokat a területről, hiszen nagy revírnagyságából kifolyólag nem is lehet túl gyakori egy adott területen.

Bíbic és nagy goda dominancia esetében nedves gyepekre tudunk következtetni, de mellettük jó eséllyel nagy mennyiségben ott lesz a mezei pacsirta is. Önmagában a bíbic gyakran fordul elő tavaszi vízállásos szántóterületeken is, ezért fontos megnézni azt, hogy mellette például van-e nagy goda, ami kimondottan ragaszkodik a természeteszerű gyepekhez. Habár a mezei pacsirta szinte minden mezőgazdasági élőhelyen jelen van, sokkal sűrűbben fordul elő az alapvetően jó természetességi állapotú gyepeken, főleg ha ott legeltetés is folyik. A sárga billegető alapvetően a nedvesebb gyepeket részesíti előnyben, de a mezei pacsirtával ellentétben kevésbé érzékeny a növényzet magasságára. A sordély esetében mindig szükség van valamilyen kiugró növényzetre, rendszerint egy-egy magasabb bokorra, éppen ezért helyenként degradáltabb élőhelyeken is előfordul. Mezei poszáta dominancia esetében szinte biztosak lehetünk benne, hogy az adott tájegység fragmentált, nagy mennyiségben kell lennie fa- és bokorsávoknak, valamint egész biztosan nem egy nagy kiterjedésű szikespusztagyeppelel van dolgunk, mint például a Hortobágy nagy részén. Nehéz elképzelni, hogy ilyenkor jó természetességi állapotú gyepről vagy agrártájáról beszéljünk. Ugyanez mondható el a citromsármányról, melynek előfordulása már erdős-bokros élőhelyet sejtet.

A fentebb elmondottakból is látszik, hogy a hat kiemelt fajt együtt érdemes figyelembe venni, mert mindegyikük a természetesség más-más aspektusára reagál. További kutatások tárgyát kell képezze az, hogy mennyi kell ebből a hat fajból, melyek alapvetően jó minőségű élőhelyeken fordulnak elő, hogy természetesnek tekintsünk egy élőhelyet, és hogy milyen mértékben képesek egymást „helyettesíteni”, „kompenzálni” egy táj természetességének megállapításakor. (Pl. a leggyakoribb mezei pacsirta, mely legnagyobb mennyiségben éppen az igen jó természetességi állapotú hortobágyi gyepterületeken fordult elő.) Mindezekre építve hosszabb távon konkrét gyakorlati felhasználásként merülhet fel a környezeti hatásvizsgálati eljárások során adott agrárterületek természetességének minősítése a fentebbi madárfajok felmérésével.

2. Hosszú távú monitoring programok során való felhasználásuk

Több éven keresztül történő monitoring tevékenységekre kimondottan alkalmas a módszer, melynek tipikus esetei a különböző élőhely rekonstrukciós tevékenységek. Konkrét példa a "Gyepterületek rekonstrukciója és mocsarak védelme Egyek-Pusztakócson" LIFE-Nature program, melynek keretében többek között kb. 700 hektár területen történt meg a szántóterületek lősz- és szikespuszta gyepekké történő átalakítása 2004-2008 között. A visszagyepesítések

sikerének nyomon követésére más élőlény csoportok mellett a madárvilágot is rendszeresen monitorozták, elsősorban a mezőgazdasági élőhelyekhez kötődő fajokat. Az évek előrehaladtával fokozatos növekedést lehetett tapasztalni ezen fajok állományában (NAGY & LENGYEL 2008), kimondottan a mezei pacsirta esetében (NAGY 2011).

Az egyes élőhely-rekonstrukciós programok során érdemes azon hat fajra koncentrálni, melyek szignifikáns pozitív összefüggést mutattak a növényzet állapotával. Értelemszerűen, ha a természetes növényzetre utaló madárfajok kerülnek előtérbe egyre nagyobb mennyiségben az idő előrehaladtával, úgy sikeresnek tekinthető a projekt. Ez persze csak sarkalatos leegyszerűsítése a történeteknek, hiszen bejöhethetnek olyan események, melyek alapvetően változtatják meg a folyamatokat, például egy extrém nedves év visszavetheti a mezei pacsirták számát, de ugyanakkor előtérbe helyezheti a búbicekét (NAGY & LENGYEL 2008). Élőhely rekonstrukciós tevékenységeknél a madárfelvételezéseket mindenféleképpen célszerű éves szinten elvégezni.

3. Monitoring eszköz a település- és területrendezéshez kapcsolódóan

Az általam meghatározott indikátor madárfajok a gyakorlatban jól alkalmazhatóak lehetnek a település- és tájrendezési tervek bizonyos munkarészeiben. Alapvetően monitoring eszközként működhetnek, ami jelenleg hiányzik az országos településrendezési és építési követelményekről szóló 253/1997. (XII. 20.) Korm. rendeletről.

A településrendezési tervek esetében gyakran alkalmazzák a korlátozott használatú mezőgazdasági területek kategóriát (a táji, természetvédelmi, vízvédelmi szempontból értékes, érzékeny mezőgazdasági területek; védett természeti területen lévő, Natura 2000 területként, ökológiai hálózat magterületeként, ökológiai folyosóként nyilvántartott természetközeli gyepterületek, lápos, vizenyős területek). Ezek lehatárolásánál, illetve a már ilyen kategóriába tartozó területek monitoringozásánál lehetne használni az általam meghatározott indikátor madárfajokat, legalábbis azt a hat fajt, melyek jó természetességi állapotú területeket jeleznek. Ugyanígy ezen területek ökológiai értékének megőrzésének a monitorozására is fel lehetne használni az általam kidolgozott módszert. Ezen területek esetében elsődleges szempont a védelem és a természeti értékek megőrzése, ennek megfelelően a gazdasági érdekek háttérbe szoríthatnak. Éppen emiatt fontos lehet a területek megfelelő kijelölése, az indikátor madárfajok előfordulásának vizsgálata, a már meglévő területek esetében pedig ezen fajok folyamatos monitorozása. Továbbá egy adott területen elvégzett felmérés támpontként szolgálhat az esetleges terület átsorolására/átminősítésére.

Az általam kidolgozott módszer a területrendezési tervek esetében jól használható lehet az ökológiai hálózatokhoz tartozó területek értékeléséhez. A meghatározott fő madárfajok

alkalmasak az adott terület természetességének/állapotának a meghatározásához, illetve a későbbiekben pedig a terület monitorozásához, így ezáltal az ökológiai értékek megőrzéséhez. Azt, hogy az ellenőrző méréseket/monitoringozást milyen időközönként kell megismételni, a terület jellege határozza meg. Azon területek esetében, melyek jobban ki vannak téve a külső káros ráhatásoknak, ott gyakrabban, akár évi szinten el kell végezni a madármonitoringot. Azokban az esetekben, ahol megfelelő pufferzóna áll rendelkezésre, illetve nem veszélyeztetni külső káros emberi hatás, ott elegendő akár többévente megismételni.

4. Ökoszisztéma szolgáltatások értékelése

Az elmúlt időszakban nemcsak nemzetközi, de hazai szinten is egyre inkább előtérbe kerül az ökoszisztéma szolgáltatások koncepciója, annak vizsgálata és értékelése. Az EU 2020-ig szóló Biodiverzitás Stratégiája 2. célja fogalmazza meg az ökoszisztémák és az általuk biztosított szolgáltatások fenntartását, melyhez olyan intézkedést rendel, mint: "A tagállamok a Bizottság segítségével 2014-ig feltérképezik és értékelik a területükön található ökoszisztémák és szolgáltatásaik állapotát, felmérik ezen szolgáltatások gazdasági értékét, és 2020-ig előmozdítják ezen értékeknek az uniós és a nemzeti szintű számviteli és jelentéstételi rendszerekbe történő beépítését." (http://www.biodiv.hu/convention/cbd_ec/magyar-eu-elnokseg-biodiverzitas/eu-2020-biodiverzitas-strategia, 5. intézkedés). Az EU ajánlásai szerint az ökoszisztéma szolgáltatások felmérésének fontos része az ökoszisztémák állapotának értékelése is (MAES et al. 2015), amely emellett a Biodiverzitás Stratégia egy másik kiemelt intézkedésében (6. intézkedés) szereplő restaurációs tervezéshez is (LAMMERANT et al. 2013).

Ehhez szolgálhatnak alapul az élőhelyek természetességi állapotának leírására alkalmas mutatók, például a növényzet-alapú természeti tőke index. Ugyanakkor ennek is megvannak a maga korlátai, például nem jelzi a kiemelkedő lokális értékeket, illetve nem, vagy csak korlátozottan fejezi ki a táj nagy léppékű természetességének mértékét (CZÚCZ et al. 2012). Részben ezeket a korlátokat küszöbölhetik ki a doktori kutatásom során is tanulmányozott madarak, mint a táplálékhálózat legfelsőbb szintjein elhelyezkedő, és a környezeti változásokra igen érzékeny élőlénycsoport.

5. "Alapanyag" más hasonló típusú kutatásokhoz

Más típusú tájak esetében is alkalmas lehet a módszer, csak különös gondot kell fordítani a kiválasztott indikátor fajokra és hogy azok mit jeleznek. Jó példa erre az erdei madárfajok indexe, mely a Farmland Bird Index-hez hasonlóan működik, csak éppen erdei fajok tekintetében. Tájváltozások értékelésére is kiválóan alkalmas ezen vizsgálat, ugyanakkor éven

belüli mintavételezésre nem használható. Legalább évi szintű, vagy még ritkább felmérésre van szükség, hogy a változások érdemben értelmezhetőek legyenek. Az általam kiválasztott kilenc indikátor madárfaj esetében elmondható, hogy mivel szoros kapcsolatban vannak a növényzet természetességi állapotával, ezért a bekövetkező legkisebb változásokat is igen hamar jelezhetik. Például ha valamilyen rejtett változás következik be, akár táplálékhiány, akár egy fontosabb niche eltűnése a látszólag természetes állapotú vegetációban, azt csak a növényzet állapotából nem feltétlenül fogjuk érzékelni, de a madarak egyedszámának csökkenéséből vagy esetleges eltűnéséből már igen. A változások okaira bizonyos korlátok között tudunk következtetni, de nem minden esetben. Ha például több éven keresztül csökkenő félben van a nagy goda (*Limosa limosa*) és a bíbic (*Vanellus vanellus*) állománya egyaránt, de a mezei pacsirtaé (*Alauda arvensis*) meg növekszik, akkor joggal következtethetünk arra, hogy kiszáradófélben van az élőhely.

7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Meghatároztam a magyarországi mezőgazdasági területeket használó leggyakoribb madárfajokat.

Ezek a következők voltak: vörös vércse (*Falco tinnunculus*), bíbic (*Vanellus vanellus*), mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), füsti fecske (*Hirundo rustica*), búbospacsirta (*Galerida cristata*), sárga billegető (*Motacilla flava*), rozsdás csuk (*Saxicola rubetra*), cigánycsuk (*S. torquata*), mezei poszáta (*Sylvia communis*), vetési varjú (*Corvus frugilegus*), seregély (*Sturnus vulgaris*), mezei veréb (*Passer montanus*) és sordély (*Miliaria calandra*).

2. Fajösszetétel alapján összehasonlítást végeztem nyolc magyarországi kistájra.

Kimutattam, hogy a nyolc vizsgált kistáj nemcsak növényzetében, de a madárközösségeik fajösszetételében is nagyfokú hasonlóságot mutat.

Az öt leggyakoribb madárfaj egyedszámainak figyelembevételénél megállapítottam a két karakterfajt: mezei pacsirta (*Alauda arvensis*) és sárga billegető (*Motacilla flava*). Ezeken kívül még három faj jelenlétét igazoltam mind a nyolc kistáj területén: vörös vércse (*Falco tinnunculus*), füsti fecske (*Hirundo rustica*) és cigánycsuk (*Saxicola torquata*).

3. Meghatároztam a kistájak természetességi sorrendjét.

Kimutattam, hogy a vizsgált ökológiai állapot-indikátorok közül az NCI és az egyedszám/fajsám arányszám alapján felállított természetességi sorrend alapvetően megegyezett egymással.

Az NCI és az egyedszám/fajsám arányszám alapján felállított természetességi sorrendek esetében a legmagasabb értékeket a Hortobágy, illetve a Borsodi-Mezőség érte el. Az egyik leggyengébb értéket a Nagyberek kapta mindkét esetben.

E két sorrenddel ellentétben a Shannon-indexet tekintve teljesen eltérő képet kaptam. A jelenség okaként az egyes kistájak mozaikosságát, illetve az ember tájatalakító tevékenységét jelöltem meg. Ezek alapján megállapítottam, hogy a madárközösségek Shannon diverzitásának alkalmazása a tájak természetességének a jellemzésére önmagában nem javasolható.

4. A növényzet-alapú természeti tőke index és a madárközösségek diverzitását jellemző mutatószámok közötti kapcsolatrendszer feltárásával adott táj növényzetének természetességi állapota és a madárközösségek diverzitását jellemző teljes egyedszám

között szignifikáns kapcsolatot mutattam ki. Ez annyit jelent, hogy minél természetesebb, vagyis minél inkább eredeti állapotában maradt meg a vegetáció egy adott terület esetében, ott annál nagyobb egyedszámban vannak jelen a vizsgált madárfajok.

Meghatároztam hat olyan madárfajt, melyek pozitív összefüggést mutattak a növényzet-alapú természeti tőke index értékeivel, vagyis előfordulásuk magas NCI értékű természetszerű vagy természetes vegetációra utal: vörös vércse (*Falco tinnunculus*), búbic (*Vanellus vanellus*), nagy goda (*Limosa limosa*), mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), sárga billegető (*Motacilla flava*) és sordély (*Miliaria calandra*).

Három faj, a búbospacsirta (*Galerida cristata*), a mezei poszáta (*Sylvia communis*) és a citromsármány (*Emberiza citrinella*) esetében negatív előjelű volt a kapcsolat az NCI-vel, azaz e fajok előfordulása alacsony NCI értékű területekre, degradált élőhelyekre utal.

5. Kimutattam, hogy a növényzet-alapú természeti tőke index és a madárfajok diverzitását jelölő mutatószámok közötti kapcsolat irányított.

Megállapítottam, hogy minden esetben a faj előfordulásából lehet következtetni az NCI értékére, vagyis alapvetően a madáradatokból tudunk következtetni a növényzet természetességére. Vagyis a mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok jó indikátorai lehetnek ezen ökoszisztémák természetességi állapotának meghatározásához.

6. Meghatároztam a mezőgazdasági tájak természetességét jelző indikátorfajokat.

Kimutattam, hogy a mezőgazdasági tájak természetességének értékelésére a következő öt madárfaj alkalmas: vörös vércse (*Falco tinnunculus*), búbic (*Vanellus vanellus*), mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), sárga billegető (*Motacilla flava*) és sordély (*Miliaria calandra*).

8. ÖSSZEFOGLALÁS

Kutatásomban ökológiai tájértékelésekre használható mérőszámok különböző csoportjait hasonlítottam össze. A vizsgált mérőszámok a növényzet és a madarak szempontjából jellemzik a tájat. A nyolc síkvidéki jellegű kistáj (Beregi-sík, Borsodi-Mezőség, Csepeli-sík, Gerje-Perje-sík, Hortobágy, Sárvíz-völgy, Vác-Pesti-Duna-völgy) közös jellemzője a különféle növényi kultúrák borította mezőgazdasági földek, valamint a különböző típusú száraz és nedves gyepek magas aránya, melyek alapvetően jellemzik a délkelet-európai országok agrár térségeit.

A közösség-szintű mutatószámok (fajszám, teljes abundancia, Shannon-index) mellett faj-szintű (mezőgazdasági élőhelyekhez kötődő 18 madárfaj jelenléte) indikátorokat vettem össze a növényzet-alapú természeti tőke index-el (NCI). Ez utóbbi egy különböző élőhelyekből felépülő mozaikos tájnak az egykori természetes állapotától való eltérését fejezi ki, vagyis azt adja meg, hogy az eredeti vegetációból mennyi és milyen minőségben maradt meg. Alapkérdésem az volt, hogy mennyire értékelik hasonlóan ezek a részben eltérő adatokon nyugvó természetességi indikátorok ezeket az alapján hasonló jellegű, de különböző tájhasználat alatt álló tájakat.

Kutatásom során meghatároztam azt a 13 madárfajt, melyek alapvetően jellemzik a magyarországi mezőgazdasági területeket és még gyakorinak tekinthetőek. Igazoltam az egyes kistajak hasonlóságát nemcsak a növényzet, de a madárközösségek fajösszetétele alapján is, valamint meghatároztam a két karakterfajt. Kimutattam, hogy az NCI és az egyedszám/fajszám alapján felállított természetességi sorrend alapvetően megegyezett egymással, ugyanakkor a Shannon-indexet tekintve teljesen eltérő képet kaptam. Magyarán ez a mutató tájak természetességének a jellemzésére nem javasolható.

A közösség-szintű mutatószámok közül az NCI-nek szignifikáns hatása volt a teljes abundanciára alacsony hatásfokkal, míg a fajszám és a Shannon-index esetében nem mutatott összefüggést. Ezzel szemben a faj-szintű indikátorok sokkal jobb előrejelzői a tájak természetességének. Az NCI és a 15 figyelembe vett madárfaj jelenléte/hiánya közötti összefüggések vizsgálatánál hat (*Falco tinnunculus*, *Vanellus vanellus*, *Limosa limosa*, *Alauda arvensis*, *Motacilla flava*, *Miliaria calandra*) olyan madárfajt találtam, melyek szignifikáns pozitív kapcsolatban álltak vele, míg három faj (*Galerida cristata*, *Sylvia communis*, *Emberiza citrinella*) negatív korrelációt mutatott. Minden esetben a faj előfordulásából lehet következtetni az NCI értékére, vagyis alapvetően a madáradatokból tudunk következtetni a növényzet természetességére. Fenti hat fajból öt jó indikátorfajnak tekinthető a tájak természetességének értékelésére.

SUMMARY

In my research I compared biodiversity indicators based on plant and bird communities in eight mosaic landscapes in Hungary, dominated by a mixture of agro-ecosystems and grasslands. The eight landscapes (Beregi-sík, Borsodi-Mezőség, Csepeli-sík, Gerje-Perje-sík, Hortobágy, Sárvíz-völgy, Vác-Pesti-Duna-völgy) were selected to represent the diversity of the mixed agricultural landscapes of South-East Europe, where a mosaic pattern of intensively managed farmlands and high nature value semi natural grasslands is still relatively prevalent.

I used several assemblage-level (number of species, total abundance, Shannon diversity), as well as species-level (the presence of 18 farmland bird species) indicators, which were checked against a synthetic naturalness indicator describing the degradation of the local plant communities with respect to an ideal baseline (vegetation-based natural capital index, NCI). I was interested in if and how the assemblage- and species-level bird indicators can describe vegetation naturalness in South-East European agricultural mosaic landscapes.

Based on my results I determined those 13 farmland bird species which are quite common in agricultural landscapes in Hungary. I confirmed that the examined landscapes are similar according to bird assemblages, and I determined the two character species. The naturalness ranking order between the examined landscape were similar by NCI values and species number/total abundance ratio, however the ranking order based on Shannon-index was totally different from them. Consequently, the Shannon-index is not be able to describe naturalness of landscapes.

I found that assemblage-level bird indicators were poorly associated to the naturalness of the landscape measured in terms of NCI: only total abundance correlated significantly with NCI, while there were no significant correlation between NCI and the other two indicators (species richness and Shannon-index). On the other hand, species-level indicators were much more successful in predicting vegetation naturalness. Out of the 15 farmland bird species, six (*Falco tinnunculus*, *Vanellus vanellus*, *Limosa limosa*, *Alauda arvensis*, *Motacilla flava*, *Miliaria calandra*) showed significant positive correlation with NCI, while three species (*Galerida cristata*, *Sylvia communis*, *Emberiza citrinella*) exhibited negative correlations. Furthermore, I found that it is more possible to draw conclusions about the naturalness of vegetation in an agricultural landscape based on the bird communities, than to predict the bird assemblages from vegetation condition. Out of the abovementioned six species there were five which can be seen good indicators of naturalness of landscapes.

9. IRODALOM

1. ACHARD F., EVA H. D., STIBIG H.-J., MAYAUX P., GALLEGO J., RICHARDS T., MALINGREAU J.-P. (2002): Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297, pp. 999–1002.
2. AEBISHER N. J., EVANS A. D., GRICE P. V., VICKERY J. A. (eds., 2000): Ecology and conservation of lowland farmland birds. Tring: British Ornithologist's Union, 182 p.
3. ÁNGYÁN J., TARDY J., VAJNÁNÉ MADARASSY A. (szerk., 2003): Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai. Gödöllő: Mezőgazda Kiadó, 626 p.
4. ÁNGYÁN J. (2008): Az agrárkörnyezet- és tájgazdálkodás hazai helyzete, kilátásai és a Nemzeti Vidékfejlesztési Terv. 19-30 p. In: CSORBA P., FAZEKAS M. (szerk.): Táj kutatás - Tájökológia. Debrecen: Meridián alapítvány, 554 p.
5. BÁLDI A., BATÁRY P., ERDŐS S. (2005): Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108, pp. 251-263.
6. BALDOCK D., BEAUFOY G., CLARK J. (eds., 1994): The nature of farming: low intensity farming systems in nine European countries. London: Institute for European Environmental Protection, 66 p.
7. BALMFORD A., GREEN R. E., JENKINS M. (2003): Measuring the changing state of nature. *Trends in Ecology & Evolution* 18, pp. 326-330.
8. BALMFORD A., CRANE P., DOBSON A., GREEN R. E., MACE G. M. (2005): The 2010 challenge: data availability, information needs and extraterrestrial insights. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 360, pp. 221-228.
9. BARTHA D., BÖLÖNI J., ÓDOR P., STANDOVÁR T., TÍMÁR G. (2003): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. *Erdészeti Lapok* 138, pp. 73-75.
10. BASTIAN O. (1992): Zur Analyse des biotischen Regulationspotentials der Landschaft. - *Petermanns Geographischen Mitteilungen* 136. 2-3., pp. 93-108.
11. BASTIAN O., SCHREIBER K.-F. (1994): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Stuttgart: G. Fischer V. Jena, 502 p.
12. BENEDEK ZS. (2012): Biodiverzitás-indikátorok a döntéshozatalban: a jelenleg népszerű indexek kritikai áttekintése és megoldási javaslatok. 1-18. p. In: Fenntartható Életmód Műhelytanulmányok 1. Budapest: Budapesti Corvinus Egyetem.

13. BERKMAN H. E., RABENI C. F., BOYLE T. O. (1986): Biomonitoring of stream quality in agricultural areas: Fish versus invertebrates. *Environmental Management* 10, pp. 413-419.
14. BIGNAL E. M., McCracken D. I. (1996): Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Journal of Applied Ecology* 33, pp. 413–424.
15. BILDSTEIN K. L. (2001): Why migratory birds of prey make great biological indicators. 169-179 p. In: BILDSTEIN K. L., KLEM D. (eds.): *Hawkwatching in the Americas*. North Wales, PA: Hawk Migration Association of America.
16. BIRDLIFE INTERNATIONAL (2014): *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge: BirdLife International, 374 p.
17. BLAIR R. B., LAUNER A. E. (1997): Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation* 80, pp. 113–125.
18. BORHIDI A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica* 39, pp. 97-182.
19. BOX G. E. P., COX D. R. (1964): An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society Series B* 26, pp. 211-252.
20. BRADFORD D. F., FRANSON S. E., NEALE A. C., HEGGEM D. T., MILLER G. R., CANTERBURY G. E. (1998): Bird species assemblages as indicators of biological integrity in Great Basin rangeland. *Environmental Monitoring and Assessment* 49, pp. 1–22.
21. BROWDER S. F., JOHNSON D. H., BALL I. J. (2002): Assemblages of breeding birds as indicators of grassland condition. *Ecological Indicators* 2, pp. 257-270.
22. BURGER J. (2006): Bioindicators: types, development, and use in ecological assessment and research. *Environmental Bioindicators* 1, pp. 22–39.
23. BUTCHART S. H. M., WALPOLE M., COLLEN B., VAN STRIEN A., SCHARLEMANN J. P. W., ALMOND R. E. A., et al. (2010): Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328, pp. 1164-1168.
24. CANTERBURY G. E., MARTIN T. E., PETIT D. R., BRADFORD D. F. (2000): Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology* 14, pp. 544–558.
25. CARDENAS J. C., STRANLUND J., WILLIS C. (2000): Local environmental control and institutional crowding-out. *World Development* 28, pp. 1719-1733.
26. CBD (Convention on Biological Diversity) (2003): *Proposed biodiversity indicators relevant to the 2010 target*. CBD, Montreal.

27. CERTAIN G., SKARPAAS O., BJERKE J-W., FRAMSTAD E., LINDHOLM M., NILSEN J-E., et al. (2011): The Nature Index: A General Framework for Synthesizing Knowledge on the State of Biodiversity. PLoS ONE 6(4): e18930. doi: 10.1371/journal.pone.0018930
28. CHAMBERLAIN D. E., FULLER R. J., BUNCE R. G. H., DUCKWORTH J. C., SCRUBB M. (2001): Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37, pp. 771-788.
29. COSTANZA R., d'ARGE R., DE GROOT R., FARBER S., GRASSO M., HANNON B., et al. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, pp. 253-260.
30. CROFT M. V., CHOW-FRASER P. (2007): Use and development of the wetland macrophyte index to detect water quality impairment in fish habitat of Great Lakes coastal marshes. *Journal of Great Lakes Resource* 33, pp. 172–197.
31. CROONQUIST M. J., BROOKS R. P. (1991): Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian-wetland areas. *Environmental Management* 15, pp. 701–714.
32. CSEMEZ A. (1996): *Tájtervezés - tájrendezés*. Budapest: Mezőgazda Kiadó, 296 p.
33. CZÚCZ B., ARANY I. (2015): Indicators for ecosystem services. In: POTSCHIN M., JAX K. (eds.): *OpenNESS Ecosystem Service Reference Book*. EC FP7 Grant Agreement no. 308428. Available via: www.openness-project.eu/library/reference-book
34. CZÚCZ B., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F., BOTTA-DUKÁT Z. (2008): The natural capital index of Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 50 (Suppl.), pp. 161-177.
35. CZÚCZ B., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F., NAGY G. G., BOTTA-DUKÁT Z., TÖRÖK K. (2012): Using the natural capital index framework as a scalable aggregation methodology for regional biodiversity indicators. *Journal for Nature Conservation* 20 (3), pp. 144-152.
36. CSORBA P. (2003): *Tájökológia*. Debrecen: Kossuth Egyetemi Kiadó, 114 p.
37. CSORBA P. (2006): Indikátorok az ökológiai szerkezet és tájműködés jellemzésére. 117-122. p. In: KISS A., MEZŐSI G., SÜMEGHY Z. (szerk.): *Táj, környezet és társadalom. Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére*. Szeged: SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék, Természeti, Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, 788 p.

38. DAHL T. E., JOHNSON C. E., FRAYER W. E. (1991): Status and Trends of Wetlands in the Conterminous United States, mid-1970s to mid-1980s. Washington: US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, 32 p.
39. DALE V. H., BEYELER S. C. (2001): Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1, pp. 3–10.
40. DALE V. H., BROWN S., HAEUBER R. A., HOBBS N. T., HUNTLY N., NAIMAN R. J., et al. (2000): Ecological principles and guidelines for managing the use of land. *Ecological Applications* 10, pp. 639–670.
41. DAUBER J., HIRSCH M., SIMMERING D., WALDHARDT R., OTTE A., WOLTERS V. (2003): Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, pp. 321-329.
42. DE GROOT R. S., WILSON M., BOUMANS R. M. J. (2002): A typology for the description, classification and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Economics* 41(3), pp. 393-408.
43. DE HEER M., KAPOS V., TEN BRINK B. J. E. (2005): Biodiversity trends in Europe: development and testing of a species trend indicator for evaluating progress towards the 2010 target. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 360, pp. 297–308.
44. DEL HOYO J., ELLIOTT A., SARGATAL J. (1994): Handbook of the Birds of the World. Vol. 2: New World Vultures to Guinea-fowl. Barcelona: Lynx Edicions, 638 p.
45. DEVICTOR V., JIGUET F. (2007): Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120, pp. 179-184.
46. DONALD P. F., SANDERSON F. J., BURFIELD I. J., VAN BOMMEL F. P. J. (2006): Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116, pp. 189–196.
47. DREVER M. C., AITKEN K. E. H., NORRIS A. R., MARTIN K. (2008): Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological Conservation* 141, pp. 624-634.
48. DÖVÉNYI Z. (szerk., 2010): Magyarország kistájainak katasztere. Második, átdolgozott és bővített kiadás. Budapest: MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, 876 p.
49. DUMORTIER M., DE BRUYN L., HENS M., PEYMEN J., SCHNEIDERS A., VAN DEALE T., et al. (2006). Biodiversity Indicators 2006. State of Nature in Flanders (Belgium). Brussels: Research Institute for Nature and Forest, 46 p.

50. ECSEDI Z. (szerk., 2004): A Hortobágy Madárvilága. Balmazújváros-Szeged: Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, Winter Fair, 558 p.
51. ECKLEY N. (2001): Designing effective assessments: the role of participation, science and governance, and focus (Vol. 26). Copenhagen: Harvard University, Belfer Center for Science and International Affairs, John F. Kennedy School of Government, 23 p.
52. EEA (European Environment Agency) (2005): Agriculture and environment in EU-15 – the IRENA indicator report. Copenhagen: EEA, 128 p.
53. EEA (European Environment Agency) (2007): Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. Technical report No. 11. EEA, Copenhagen.
54. EGLINGTON S. M., NOBLE D. G., FULLER R. J. (2012): A meta-analysis of spatial relationships in species richness across taxa: Birds as indicators of wider biodiversity in temperate regions. *Journal for Nature Conservation* 20, pp. 301-309.
55. ENSZ (Egyesült Nemzetek Szervezete) (2006): World Population Prospects: The 2006 Revision.
56. ERHARDT E., THOMAS J. A. (1991): Lepidoptera as indicators of change in semi-natural grasslands of lowland and upland Europe. 213-236. p. In: COLLINS N. M., THOMAS J. A. (eds.): The conservation of insects and their habitats. Symposia of the Royal Entomological Society. London: Academic Press, 450 p.
57. EVERITT B. S., DUNN G. (1991): Applied multivariate data analysis. London: Edward Arnold, 316 p.
58. FARAGÓ S. (2004): Program a fogoly (*Perdix perdix*) védelmére Magyarországon. Sopron: Nyugat-Magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási Intézet, 41 p.
59. FILEPNÉ K. K., NAGY G. G., KOLLÁNYI L. (2012): Evaluation of rural landscape functions based on domestic case studies. *Applied Ecology and Environmental Research* 10(1), pp. 17-30.
60. FORMAN R. T. T. (1995): Land Mosaics – The ecology of landscape and regions. Cambridge: Cambridge University Press, 632 p.
61. FULLER R. J. (2000): Relationships between recent changes in lowland British agriculture and farmland bird populations: an overview. 15-16. p. In: AEBISHER N. J., EVANS A. D., GRICE P. V. (eds): Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. Tring: British Ornithologists' Union.
62. GARCIA-FECED C., WEISSTEINER C. J., BARALDI A., PARACCHINI M. L., MAES J., ZULIAN G., et al. (2014): Semi-natural vegetation in agricultural land:

- European map and links to ecosystem service supply. *Agronomy for Sustainable Development* 8, pp. 1-13.
63. GLENNON M. J., PORTER W. F. (2005): Effects of land use management on biotic integrity: An investigation of bird communities. *Biological Conservation* 126, pp. 499–511.
 64. GONCZLIK A. (2004): Az élő természet adományai. *Kovács VIII.*(1-4), pp. 15-43.
 65. GREGORY R. D., NOBLE D. G., FIELD R., MARCHANT J. H., RAVEN M., GIBBONS D. W. (2003): Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica* 12–13, pp. 11–24.
 66. GREGORY R. D., VAN STRIEN A. (2010): Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithological Science* 9, pp. 3–22.
 67. GREGORY R. D., VAN STRIEN A. J., VORISEK P., MEYLING A. W. G., NOBLE D. G., FOPPEN R. P. B., GIBBONS D. W. (2005): Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 360, pp. 269–288.
 68. HADARICS T., ZALAI T. (szerk., 2008): Magyarország madarainak névjegyzéke. Budapest: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 280 p.
 69. HARASZTHY L. (szerk., 2000): Magyarország madarai. Második, javított kiadás. Budapest: Mezőgazda Kiadó, 448 p.
 70. HEINK U., KOWARIK I. (2010): What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators* 10(3), pp. 584–593.
 71. HERKERT J. R. (1994): The effects of habitat fragmentation on midwestern grassland bird communities. *Ecological Applications* 4, pp. 561–571.
 72. HILTY J., MERELENDER A. (2000): Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* 92, pp. 185–197.
 73. HOFFMANN J., WITTCHEM U., STACHOW U., BERGER G. (2013): Identification of habitat requirements of farmland birds based on a hierarchical structured monitoring scheme. *Otis* 4(4), pp. 265-280.
 74. HUGHES J. B., DAILY P. R. (1997): Population diversity: its extent and extinction. *Science* 278, pp. 689-691.
 75. ILLYÉS ZS. (1997): Tájváltozási folyamatok Magyarországon. Doktori disszertáció. Budapest: KÉE Tájvédelmi Tanszék, 125 p.
 76. JOHNSON G. D., MYERS W. L., PATIL G. P., O'CONNELL T. J., BROOKS R. P. (2002): Predictability of bird community-based ecological integrity using landscape

- measurements. 79-108. p. In: RAPPORT D. J., LASLEY B. L., ROLSTON D. E., NIELSEM N. O., QUALSET C. O., DAMANIA A. B. (eds.): *Managing for Healthy Ecosystems*. Boca Raton: CRC Press LLC, FL, 1552 p.
77. JUHÁSZ N. P. (1986): *Egy operatív ökológia hiánya, szükséglete és feladatai*. Budapest: Akadémiai Kiadó, 250 p.
 78. KARR J. R. (1991): Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1, pp. 66–84.
 79. KARR J. R., FAUSCH K. D., ANGERMEIER P. L., YANT P. R., SCHLOSSER I. J. (1986): Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey* 5, pp. 1-28.
 80. KATI V., DEVILLERS P., DUFRENE M., LEGAKIS A., VOKOU D., LEBRUN P. (2004): Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at a local scale. *Conservation Biology* 18, pp. 667–675.
 81. KIRÁLY G., BARTHA G., MOLNÁR ZS., BÖLÖNI J., VOJTKÓ A. (2008): *Magyarország földrajzi kistájainak növényzete, Vácrátót: MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete*. 248 p.
 82. KOLLÁNYI L. (2004): *Környezetállapot értékelés program. A környezetállapot értékelésének módszertani és fejlesztési lehetőségei, hatótényezőinek vizsgálata. Táji indikátorok alkalmazási lehetőségei a környezetállapot értékeléséhez*. Budapest: BKAE Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék, 30 p.
 83. KOLLÁNYI L., CSEMEZ A., JOMBACH S., SZILVÁCSKU ZS. (2013): The online TÉKA database, an integrated approach to landmark inventorization. *Geocarto International* 28(1), pp. 80-94.
 84. KÖZPONTI STATISZTIKAI HIVATAL (2008): *A fenntartható fejlődés indikátorai Magyarországon*. Budapest: Központi Statisztikai Hivatal, 204 p.
 85. KREMEN C. (1992): Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications* 2, pp. 203–217.
 86. KUMAR P. (2010): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic foundations*. Earthscan/James és James.
 87. LAMARQUE P., QUETIER F., LAVOREL S. (2011): The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *Comptes Rendus Biologies* 334 (5), pp. 441-449.
 88. LAMMERANT J., PETERS R., SNETHLAGE M., DELBAERE B., DICKIE i., WHITELEY G. (2013): *Implementation of 2020 EU Biodiversity Strategy: Priorities for*

- the restoration of ecosystems and their services in the EU. Report to the European Commission. ARCADIS (in cooperation with ECNC and Eftec).
89. LARSEN J. L., HELDBJERG H., ESKILDSEN A. (2011): Improving national habitat specific biodiversity indicators using relative habitat use for common bird. *Ecological Indicators* 11, pp. 1459-1466.
 90. LEFRANC N. (1997): Shrikes and the farmed landscape in France. In: PAIN D. J., PIENKOWSKI M. W. (eds.): *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. London: Academic Press.
 91. LIIRA J., SCHMIDT T., AAVIK T., ARENS P., AUGENSTEIN I., BAILEY D., et al. (2008): Plant functional group composition and large-scale species richness in European agricultural landscapes. *Journal of Vegetation Science* 19, pp. 3–14.
 92. LÓCZY D. (2002): *Tájértékelés, földértékelés*. Budapest-Pécs: Dialóg Campus Kiadó. pp. 223-246.
 93. LOH J., GREEN, R. E., RICKETTS T., LAMOREUX J., JENKINS M., KAPOS V., RANDERS J. (2005): The Living Planet Index: using species population time series to track trends in biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B.*, pp. 289-295.
 94. LUDER P. (1980): *Das ökologische Ausgleichspotential der Landschaft*. *Physiogeographica* Band 2., 172 p.
 95. LUND M. P., RAHBEK C. (2002): Cross-taxon congruence in complementarity and conservation of temperate biodiversity. *Animal Conservation* 5, pp. 163–171.
 96. MACE G. M., BAILLIE J. E. M. (2007): The 2010 biodiversity indicators: challenges for science and policy. *Conservation Biology* 21, pp. 1406–1413.
 97. MAES J., TELLER A., ERHARD M., MURPHY P., PARACCHINI M. L., BARREDO J. I., et al. (2014): *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. 2nd Report. Luxembourg: EU Publications Office. 81 pp.
 98. MÁRKUS F. (1994): *Extenzív mezőgazdaság és természetvédelmi jelentősége Magyarországon*. WWF-füzetek 6. Budapest: WWF Magyarországi Képvisellete, 24 p.
 99. McGARIGAL K. (2002): Landscape pattern metrics. Volume 2. 1135-1142. In: EL-SHARAAWI A. H., PIEGORSCH W. W. (eds.): *Encyclopedia of Environmetrics*. Chichester: John Wiley & Sons.
 100. MEZŐSI G., FEJES CS. (2004): Tájmetria. 229-242. In: DÖVÉNYI Z., SCHWEITZER F. (szerk.): *Táj és környezet*. Budapest: MTA Földrajztudományi Kutatóintézet.

101. MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. Washington D. C.: World Resource institute, 86 p.
102. MILLS G. S., DUNNING J. B., BATES J. M. (1991): The relationship between breeding bird density and vegetation volume. *Willson Bulletin* 103, pp. 468-479.
103. MOLNÁR ZS., BARTHA S., SEREGÉLYES T., ILLYÉS E., BOTTA-DUKÁT Z., TÍMÁR G., et al. (2007): A grid-based, satellite-image supported multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica* 42, pp. 225-247.
104. MOLNÁR ZS., HORVÁTH F. (2008): Natural vegetation based landscape indicators for Hungary I.: critical review and the basic 'MÉTA' indicators. *Tájökológiai Lapok* 6(1-2), pp. 61-75.
105. NAGY G. G. (2011): Evaluation following the grassland restoration of Egyek-Pusztakócs according to Skylark (*Alauda arvensis*). *Acta Universitatis Sapientiae Agriculture and Environment Supplement* 3, pp. 259-269.
106. NAGY G. G., LENGYEL SZ. (2008): Egyek-Pusztakócs (Hortobágy) madárvilága 2004 és 2006 között: a tájrehabilitáció második ütemének kezdeti hatásai. *Aquila* 114-115, pp. 9-25.
107. NIEMEIJER D., DE GROOT R. S. (2008): A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators* 8, pp. 14–25.
108. NOSS R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity, a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4, pp. 355–364.
109. OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (1999): *Environmental Indicators for Agriculture. Volume 3 Methods and Results*. Paris: OECD, 410 p.
110. PADOA-SCHIOPPA E., BAIETTO M., MASSA R., BOTTONI L. (2006): Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes. *Ecological Indicators* 6, pp. 83-93.
111. PAILLISSON J.-M., REEBER S., MARION L. (2002): Bird assemblages as bioindicators of water regime management and hunting disturbance in natural wet grasslands. *Biological Conservation* 106, pp. 115-127.
112. PAIN D. J., PIENKOWSKI M. W. (1997): *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. London: Academic Press, 436 p.
113. PALACIO-NÚÑEZ C., VERDÚ J. R., GALANTE E., JIMÉNEZ-GARCÍA D., OLMOS-OROPEZA G. (2007): Birds and fish as bioindicators of tourist disturbance in springs in

- semi-arid regions in Mexico: a basis for management. *Animal Biodiversity and Conservation* 30, pp. 29-41.
114. PAQUET J-Y., VANDEVYVRE X., DELAHAYE L., RONDEUX J. (2006): Bird assemblages in a mixed woodland-farmland landscape: The conservation value of silviculture-dependant open areas in plantation forest. *Forest Ecology and Management* 227, pp. 59-70.
 115. PÄRT T., SÖDERSTRÖM B. (1999): Conservation value of semi-natural pastures in Sweden: contrasting botanical and avian measure. *Conservation Biological* 13, pp. 755-765.
 116. PARKES D., NEWELL G., CHEAL D. (2003): Assessing the quality of native vegetation: the “habitat hectares” approach. *Ecological Management & Restoration* 4, pp. S29–S38.
 117. PEARMAN P. B., WEBER D. (2007): Common species determine richness patterns in biodiversity indicator taxa. *Biological Conservation* 138, pp. 109–119.
 118. PEARSON D. L. (1994): Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 345, pp. 75–79.
 119. PILLAI K. C. S. (1955): Some new test criteria in multivariate analysis. *The Annals of Mathematical Statistics* 26(1), pp. 117-219.
 120. POULSEN J. G., SOTHERTON N. W., AEBISCHER N. J. (1998): Comparative nesting and feeding ecology of skylarks *Alauda arvensis* on arable farmland in southern England with special reference to set-aside. *Journal of Applied Ecology* 35, pp. 131–147.
 121. PURVIS A., HECTOR A. (2000): Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405, pp. 212-219.
 122. QUIAN H., RICKLEFS R. E. (2008): Global concordance in diversity patterns of vascular plants and terrestrial vertebrates. *Ecological Letters* 11, pp. 547–553.
 123. R DEVELOPMENT CORE TEAM (2011): R: A language and environment for statistical computing. - R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>
 124. RAUSZ A. (szerk., 2005): Magyarország környezetstatisztikai atlasza. Budapest: KSH-VÁTI. 79 p.
 125. REIDSMA P., TEKELENBURG T., VAN DEN BERG M., ALKEMADE R. (2006): Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114, pp. 86-102.

126. RENWICK A. R., JOHNSTON A., JOYS A., NEWSON S. E., NOBLE D. G., PEARCE-HIGGINS J. W. (2012): Composite bird indicator robust to variation in species selection and habitat specificity. *Ecological Indicators* 18, pp. 200-207.
127. ROBINSON R. A., SUTHERLAND W. J. (2002): Post-war changing in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39(1), pp. 157-176.
128. ROCKSTRÖM J., STEFFEN W., NOONE K., PERSSON A., CHAPIN III. F. S., LAMBIN E., et al. (2009): Planetary Boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society* 14(2): 32. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art32/>
129. RODRIGUES A. S. L., BROOKS T. M. (2007): Shortcuts for biodiversity conservation planning: The effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38, pp. 713–737.
130. SAUBERER N., ZULKA K. P., ABENSPERG-TRAUN M., BERG H-M., BIERINGER G., MILASOWSKY N., et al. (2004): Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation* 117, pp. 181–190.
131. SCHEFFE H. (1959): *The analysis of variance*. New York: Wiley, 477 p.
132. SCHIFFERLI L. (2000): Changes in agriculture and the status of birds breeding in European farmland. 17-22. p. In: AEBISHER N. J., EVANS A. D., GRICE P. V. (eds.): *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*. Tring: British Ornithologists' Union.
133. SCHWEIGER O., MAELFAIT J. P., VAN WINGERDEN W., HENDRICKX F., BILLETER R., SPEELMANS M., et al. (2005): Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organisational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology* 42, pp. 1129–1139.
134. SEILHEIMER T. S., CHOW-FRASER P. (2006): Development and use of the Wetland Fish Index to assess the quality of coastal wetlands in the Laurentian Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63, pp. 354–366.
135. SHANNON C. E. (1948): A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27, pp. 379-423, 623-656.
136. SIRIWARDENA G. M., BAILLIE S. R., BUCKLAND S. T., FEWSTER R. M., MARCHANT J. H., WILSON J. D. (1998): Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison as smoothed Common Birds Census indices. *The Journal of Applied Ecology* 35, pp. 24-43.

137. SMITH R. K., JENNINGS N. V., HARRIS S. (2005): A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type intensity of agriculture and climate. *Mammal Review* 35, pp. 1–24.
138. SMITH-CARTWRIGHT L. A., CHOW-FRASER P. (2011): Application of the index of marshbird community integrity to coastal wetlands of Georgian Bay and Lake Ontario, Canada. *Ecological Indicators* 11, pp. 1482-1486.
139. STANDOVÁR T., PRIMACK R. P. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. Budapest: Nemzeti Tankönyvkiadó, 271 p.
140. STJERNMAN M., GREEN M., LINDSTRÖM A., OLSSON O., OTTVALL R., SMITH H. G. (2013): Habitat-specific bird trends and their effect on the Farmland Bird Index. *Ecological Indicators* 24, pp. 382-391.
141. SZÉP T., NAGY K., NAGY ZS., HALMOS G. (2012): Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of long-distance migrant and farmland birds during 1999-2012. *Ornis Hungarica* 20(2), pp. 13-63.
142. TEN BRINK B. (2006): Indicators as communication tools: an evolution towards composite indicators. ALTER-Net research report WPR2-2006-D3b.
143. TEN BRINK B. (2007): The Natural Capital Index framework (NCI) – Contribution to Beyond GDP Virtual Indicator Expo, Brussels, 19-20 November 2007. <http://www.beyond-gdp.eu/download/bgdp-ve-nci.pdf>.
144. TABACHNICK B. G., FIDELL L. S. (2013): *Using multivariate statistics*. 6th ed. Boston: Allyn and Bacon, p. 1024.
145. TUCKER G. M., EVANS M. I. (1997): *Habitats for Birds in Europe: A Conservation Strategy for the Wider Environment*. Cambridge, UK: Birdlife International, 464 p.
146. TURNHOUT E., HISSCHEMÖLLER M., EIJSACKERS H. (2007): Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. *Ecological Indicators* 7(2), pp. 215–228.
147. TÖRÖK K. (2009): A Föld ökológiai állapota és perspektívái. *Magyar Tudomány* 170(1), pp. 48-53.
148. VAN STRIEN A. J., VAN DUUREN L., FOPPEN R. P. B., SOLDAAT L. L. (2009): A typology of indicators of biodiversity change as a tool to make better indicators. *Ecological Indicators* 9, pp. 1041–1048.
149. VERHULST J., BÁLDI A., KLEIJN D. (2004): Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104, pp. 465-473.

150. VESSBY K., SÖDERSTRÖM B., GLIMSKAR A., SVENSSON B. (2002): Species-richness correlations of six different taxa in Swedish semi-natural grasslands. *Conservation Biology* 16, pp. 430–439.
151. WAGNER H. H., WILDI O., EWALD K. C. (2000): Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology* 15, pp. 219–227.
152. WILKINSON D. M. (1999): The disturbing history of intermediate disturbance. *Oikos* 85, pp. 145-147.
153. WOLTERS V., BENGTSSON J., ZAITSEV A. S. (2006): Relationship among the species richness of different taxa. *Ecology* 87, pp. 1886–1895.

INTERNETES HIVATKOZÁSOK

http://www.biodiv.hu/convention/cbd_national/nemzeti-biodiverzitas-strategia/biologiai-sokfeleseg-megorzesenek-2015-2020-kozotti-idoszakra-szolo-nemzeti (letöltés dátuma: 2016. május 7.)

http://www.biodiv.hu/convention/cbd_ec/magyar-eu-elnokseg-biodiverzitas/eu-2020-biodiverzitas-strategia (letöltés dátuma: 2016. május 7.)

<http://biodiversity.europa.eu/maes>

http://www.birds.cz/pecbm/indik_lists.php?list_species=1&result_set=Publish2014&indik=E_C_CEE_Fa

<http://www.cices.eu>

<http://greenfo.hu/hirek/2016/05/05/tovabb-csokken-mezogazdasagi-teruleteink-madarvilaga> (letöltés dátuma: 2016. május 9.)

<http://www.karpatierdeink.hu>

<http://www.novenyeterkep.hu/node/47>

<http://www.pannongyep.hu>

<http://www.qgis.org>

JOGSZABÁLYOK

1996. évi LIII. törvény a természet védelméről

253/1997. (XII. 20.) Korm. rendelet az országos településrendezési és építési követelményekről

2007. évi CXI. törvény a Firenzében, 2000. október 20-án kelt, az Európai Táj Egyezmény kihirdetéséről

M1. melléklet A szerző témához kapcsolódó publikációi

Tudományos folyóiratban megjelent publikációk

1. NAGY G. G., KOLLÁNYI L., FILEPNÉ KOVÁCS K., CZÚCZ B. (2014): Evaluation of a general ecosystem state indicator based on farmland birds. *Applied Ecology and Environmental Research* 12(4), pp. 825-834. IF: 0,557
2. FILEPNÉ K. K., NAGY G. G., KOLLÁNYI L. (2012): Evaluation of rural landscape functions based on domestic case studies. *Applied Ecology and Environmental Research* 10(1), pp. 17-30. IF: 0,586
3. CZÚCZ B., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F., NAGY G. G., BOTTA-DUKÁT Z., TÖRÖK K. (2012): Using the natural capital index framework as a scalable aggregation methodology for regional biodiversity indicators. *Journal for Nature Conservation* 20(3), pp. 144-152. IF: 1,535
4. NAGY G. G., CZÚCZ B. (2012): Három síkvidéki kistáj ökológiai értékelése növénytani és madártani mutatók alapján. *Természetvédelmi Közlemények* 18, pp. 393-401.
5. NAGY G. G. (2011): Evaluation following the grassland restoration of Egyek-Pusztakócs according to Skylark (*Alauda arvensis*). *Acta Universitatis Sapientiae Agriculture and Environment Supplement* 3, pp. 259-269.
6. NAGY G. G. (2011): Agrártájak állapotváltozásának leírására alkalmas madártani mutatók. *E-tudomány* 8(3), pp. 1-10.
7. NAGY G. G., LENGYEL SZ. (2008): Egyek-Pusztakócs (Hortobágy) madárvilága 2004 és 2006 között: a tájrehabilitáció második ütemének kezdeti hatásai. *Aquila* 114-115, pp. 9-25.

Konferencia kiadványban megjelent publikációk

8. NAGY G. G., MAGYAR V., JOMBACH S., KOLLÁNYI L., DURAY B. (2013): Assessment matrix based evaluation of ecosystem services in relation to land use change scenarios. In FÁBOS J. G., LINDHULT M., RYAN R. L., JACKNIN M. (eds.): *Proceedings of Fábos Conference on Landscape and Greenway Planning 2013: Pathways to Sustainability*. pp. 241-251. (2013. 04. 12-13., Amherst, MA, USA)
9. NAGY G. G., BALTAZÁR T., MAGYAR V. (2013): Mezőgazdasági tájak madárközösségeinek összehasonlító vizsgálata négy síkvidéki kistáj példáján. In KONKOLY-GYURÓ É., TIRÁSZI Á., NAGY G. M. (szerk.): *Tájtudomány -*

Tájtervezés V. Magyar Tájökológiai Konferencia Konferencia kiadvány. Sopron, 2013, pp. 149-154.

10. FLACHNER ZS., NAGY G. G. (2010): Tájhasználat váltás lehetőségei a természeti szolgáltatások növeléséért. In KOVÁCS GY., GELENCSÉR G., CENTERI CS. (szerk.): Az Élhető Vidékért 2010 Környezetgazdálkodási Konferencia Konferenciakötet. Koppányvölgyi Vidékfejlesztési Közhasznú Egyesület, Törökkoppány. pp. 213–222.

Könyv, könyvrészlet

11. MÁTÉ K., NAGY G. G. (2013): A nagykunsági árapasztó tározó földhasználatának változásai az ökoszisztéma szolgáltatások tükrében. In CSEMEZ A. (szerk.): Tájakadémia III. - Tájrendezési aktualitások. Budapest: Budapesti Corvinus Egyetem Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék, pp. 113-126.
12. FILEPNÉ K. K., NAGY G. G. (2012): Tájfunkciók elemzése a Csornai kistérségben. In SALLAY Á. (szerk.): Tájakadémia II. - Tájmetria/Tájértékelés. Budapest: Budapesti Corvinus Egyetem Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék, pp. 19-28.
13. NAGY G. G., FLACHNER ZS. (2011): Potential land use changes in floodplain areas for enhancing the provision of ecosystem services. In NAGY G. G., KISS V. (eds.): Borrowing services from nature – Methodologies to evaluate ecosystem services focusing on Hungarian case studies. Budapest: CEEweb for Biodiversity, pp. 111-124.
14. NAGY G. G., FLACHNER ZS. (2011): Húsz év múlva már két Föld kellene – Feléljük a természet szolgáltatásait! In DOSZTÁNYI I. (szerk.): Útravaló a tudás birodalmából – A természet fortélyai 3. Settenkedő ködök, fagyok. Budapest: TermészetBÚVÁR Alapítvány, pp. 297-306.

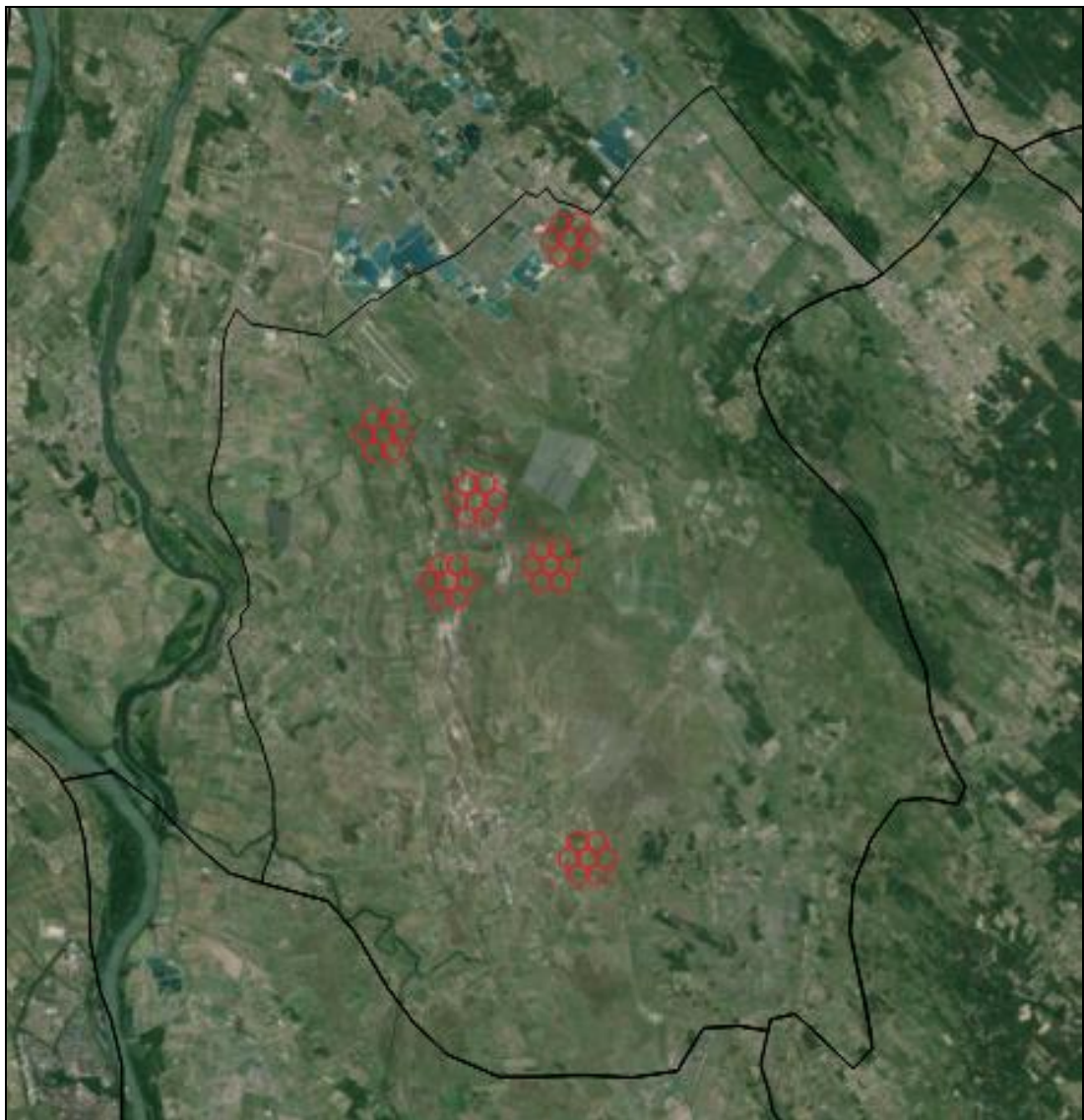
Könyvszerkesztés

15. NAGY G. G., KISS V. (eds.) (2011): Borrowing services from nature – Methodologies to evaluate ecosystem services focusing on Hungarian case studies. Budapest: CEEweb for Biodiversity, 137 p.

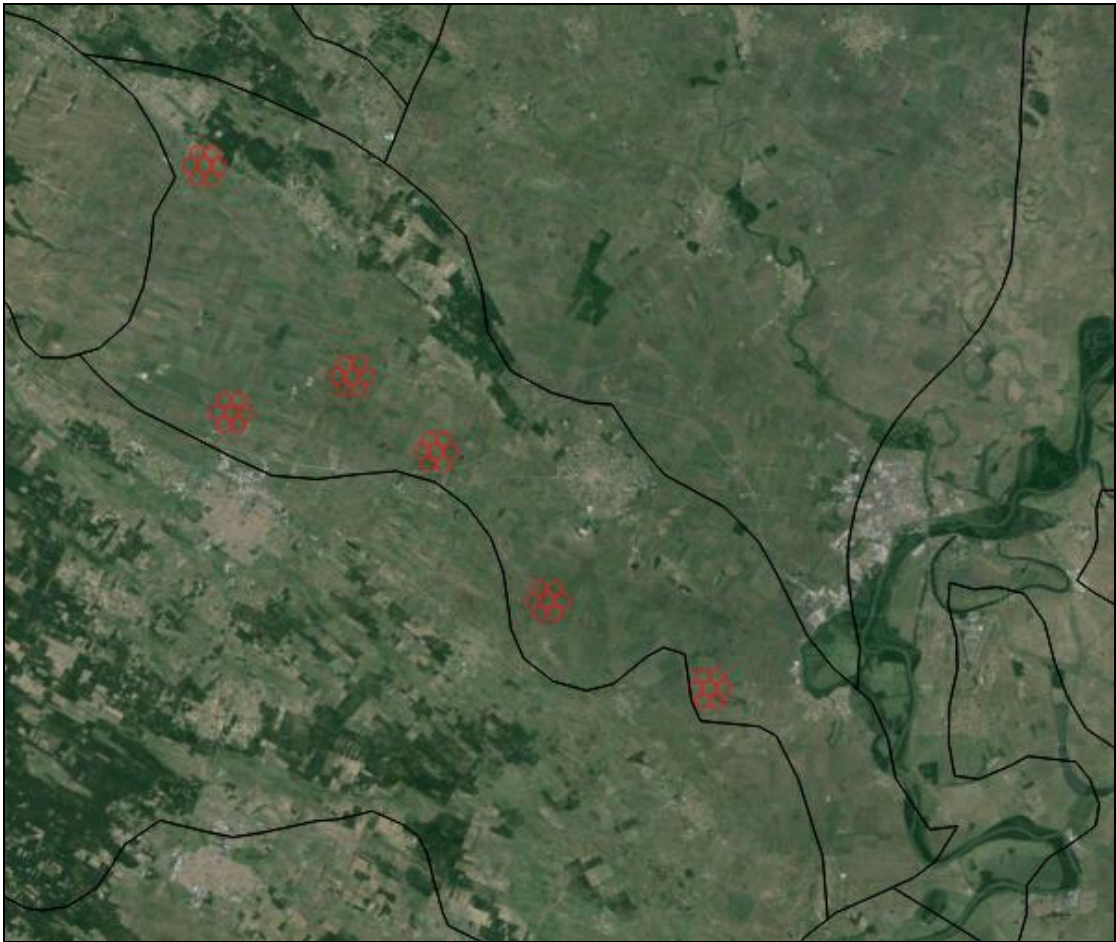
M2. melléklet A mintavételi területek (rozetták és MÉTA hatszögek) elhelyezkedése az egyes kistájokban.



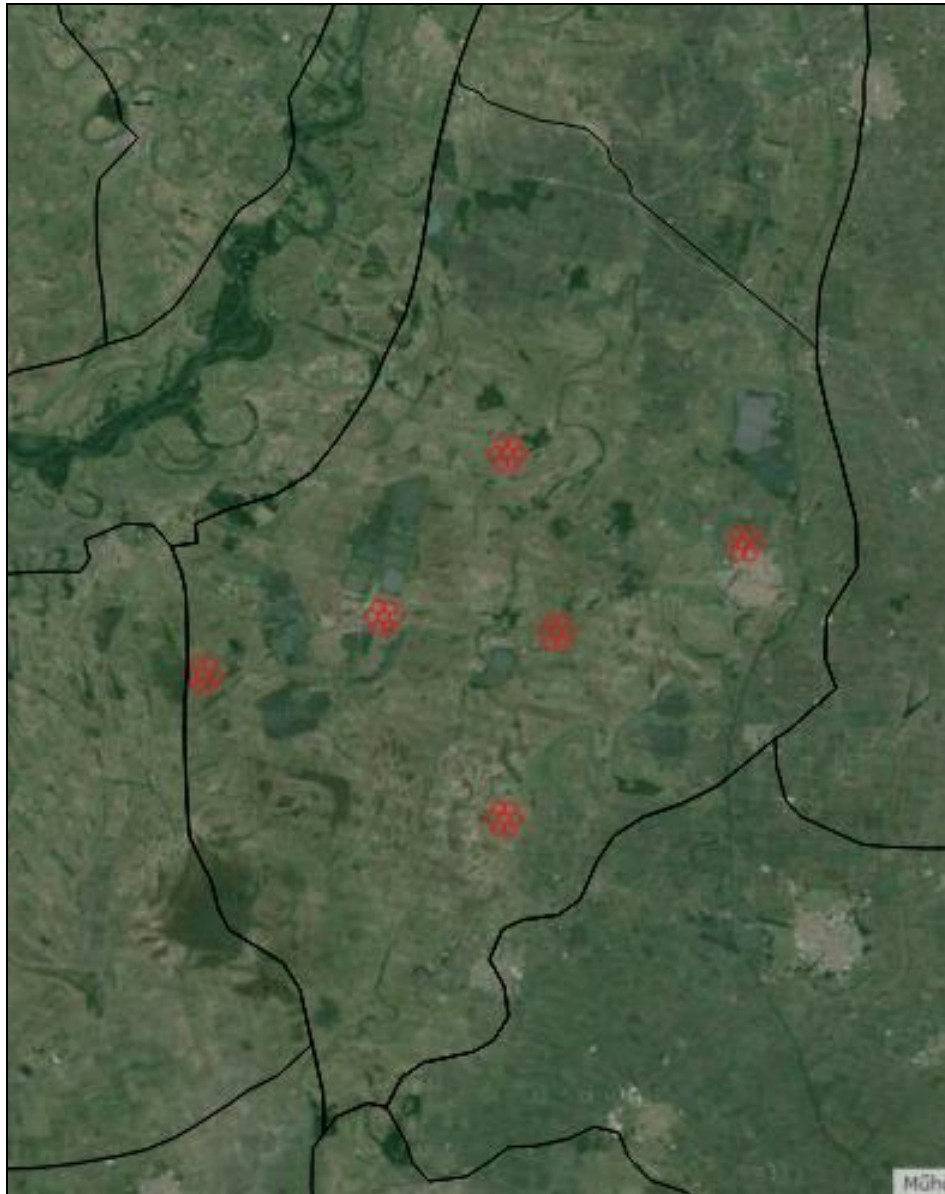
A Beregi-sík kistáj területén lévő 6 rozetta és 42 MÉTA hatszög elhelyezkedése (alaptérkép: Google Earth).



A Csepeli-sík kistáj területén lévő 6 rozetta és 42 MÉTA hatszög elhelyezkedése (alaptérkép: Google Earth).



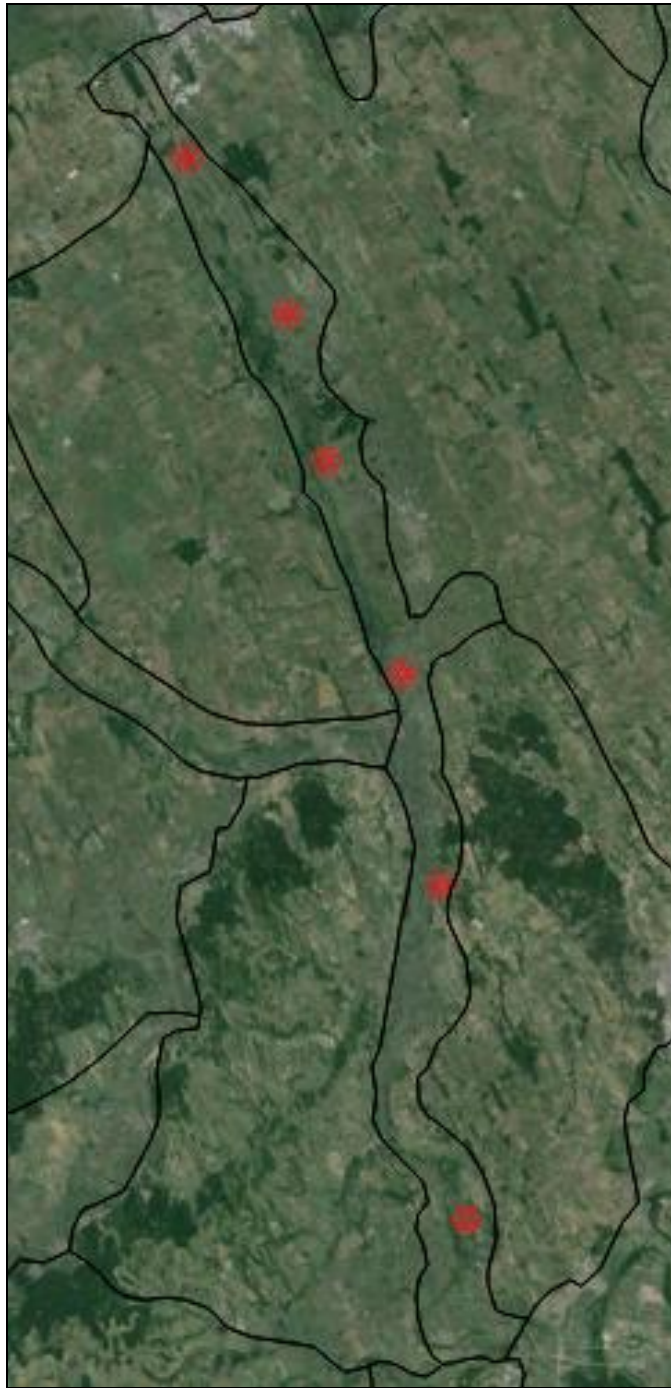
A Gerje-Perje-sík kistáj területén lévő 6 rozetta és 42 MÉTA hatszög elhelyezkedése (alaptérkép: Google Earth).



A Hortobágy kistáj területén lévő 6 rozetta és 42 MÉTA hatszög elhelyezkedése (alaptérkép: Google Earth).



A Nagyberek kistáj területén lévő 6 rozetta és 42 MÉTA hatszög elhelyezkedése (alaptérkép: Google Earth).



A Sárköz-völgy kistáj területén lévő 6 rozetta és 42 MÉTA hatszög elhelyezkedése (alaptérkép: Google Earth).



A Vác-Pesti-Duna-völgy kistáj területén lévő 6 rozetta és 42 MÉTA hatszög elhelyezkedése (alaptérkép: Google Earth).

M3. melléklet Az elemzésekbe bevont mezőgazdasági területekhez kötődő gyakori madárfajok által leggyakrabban használt élőhely típusok Magyarországon (HADARICS & ZALAI 2008; HARASZTHY 2000).

No.	Magyar név	Tudományos név	Jellemző fészkelőhely típusok
1.	Bíbic	<i>Vanellus vanellus</i>	<ul style="list-style-type: none"> - szikes tavak - legeltetett szikes gyepek - vizenyős rétek - vizes élőhelyeket övező szántók - belvizes mezőgazdasági területek - szélesebb patak- és folyóvölgyeket kísérő rétek
2.	Búbospacsirta	<i>Galerida cristata</i>	<ul style="list-style-type: none"> - lakott területek környéke - mezőgazdasági területek szegélye - nyílt, rövid fűvű élőhelyek - félmagas, kórós növényekkel benőtt területek - parlagok - füves ugarok - homokos területek - ligetes helyek
3.	Cigánycsuk	<i>Saxicola torquata</i>	<ul style="list-style-type: none"> - bokrokkal tarkított száraz domboldalak - mezőgazdasági területeken áthúzódó gazos árok- és csatornapartok - árterek és nádasok száraz szegélye - parlagterületek - elhanyagolt szőlők - száraz rétek - nagyobb ártéri irtásterületek - városszéli gazos telkek - nedvesebb talajú rétek és legelők
4.	Citromsármány	<i>Emberiza citrinella</i>	<ul style="list-style-type: none"> - nyílt, bokrokkal és fákkal ritkásan benőtt területek - nyílt erdők - erdőszélek - fasorok - ligeterdők

			<ul style="list-style-type: none"> - erdei tisztások - bokros, fás lejtők
5.	Fehér gólya	<i>Ciconia ciconia</i>	<ul style="list-style-type: none"> - lakott területek környéke
6.	Füsti fecske	<i>Hirundo rustica</i>	<ul style="list-style-type: none"> - lakott területek környéke
7.	Kenderike	<i>Carduelis cannabina</i>	<ul style="list-style-type: none"> - nyílt területek - bokros árokpartok és domboldalak - bányák - homokos területek - borókások - parkok - kertek - gyümölcsösök - szőlők - temetők - parlagok - mocsaras területek - erdőszélek - vasúti töltéseket kísérő bokrosok
8.	Mezei pacsirta	<i>Alauda arvensis</i>	<ul style="list-style-type: none"> - száraz legelők - kiszáradt rétek - szántók - parlagok
9.	Mezei poszáta	<i>Sylvia communis</i>	<ul style="list-style-type: none"> - cserjésedő legelők és domboldalak - árokparti bokrosok - gazdag cserjésintű árterek - parkok - temetők - mezsgyék bokorsávjai - kőbányák benőtt meddőhányói - szőlőhegyeken lévő gázosok - erdőszélek
10.	Mezei veréb	<i>Passer montanus</i>	<ul style="list-style-type: none"> - lakott területek környéke - fás élőhelyekkel tarkított, művelés alatt álló területek - szántóföldek melletti fasorok - folyóárterek fűz-nyár ligeterdei

11.	Nagy goda	<i>Limosa limosa</i>	<ul style="list-style-type: none"> - nedves mocsárrétek - zombékos, szikes rétek - szikes legelők - vizenyős rétek - láprétek - hullámtéri rétek, kaszálók
12.	Rozsdás csuk	<i>Saxicola rubetra</i>	<ul style="list-style-type: none"> - bokrokkal tarkított nedves rétek, mocsárrétek és turjánosok - gázos árok- és csatornapartok - nádasok szárazföld felőli, alacsony bokrokkal tarkított szegélyei - parlagterületek
13.	Sárga billegető	<i>Motacilla flava</i>	<ul style="list-style-type: none"> - száraz és nedves rétek - sekély vízborítású vagy csak időszakosan víz alatt álló mocsaras területek - mocsár- és sásrétek - szikes puszták - belvizes mezőgazdasági területek
14.	Seregély	<i>Sturnus vulgaris</i>	<ul style="list-style-type: none"> - lakott területek környéke - zárt lomberdők - fákkal tarkított nyílt puszták - ligetes, rétekkal váltakozó területek - erdőszegélyek - erdősávok, fasorok, facsoportok
15.	Sordély	<i>Miliaria calandra</i>	<ul style="list-style-type: none"> - nyílt területek - fákkal és bokrokkal tarkított mezőgazdasági kultúrák (főleg gabona- és lucernatáblák) - legelők - parlagterületek - rétek - árokszélek
16.	Vadgerle	<i>Streptopelia turtur</i>	<ul style="list-style-type: none"> - erdőszélek - ligetes és ártéri erdők - fasorok - erdősávok - bokrosok

			<ul style="list-style-type: none"> - temetők - nagyobb parkok - folyóárterek
17.	Vetési varjú	<i>Corvus frugilegus</i>	<ul style="list-style-type: none"> - mozaikos mezőgazdasági területek - fasorok - parkok - facsoportokkal, ligetekkel, fasorokkal, kisebb erdőfoltokkal mozaikos területek - füves pusztai élőhelyek - lakott területek környéke
18.	Vörös vércse	<i>Falco tinnunculus</i>	<ul style="list-style-type: none"> - legelők - rétek - mezőgazdasági területeket szegélyező fasorok, facsoportok - fasorok, mezővédő erdősávok

M4. melléklet A megfigyelt madárfajok listája (kivéve az 1-20.) az összesített egyedsszámmal és a természetvédelmi státusszal (dőlt betűvel jelölve a vizsgálatba bevont 18 mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajokat (SZÉP et al. 2012).

No.	Magyar név	Latin név	Egyedszám	Élőhely preferencia	Természetvédelmi státusz
21.	<i>Vörös vércse</i>	<i>Falco tinnunculus</i>	43	2	V
22.	Barna rétihéja	<i>Circus aeruginosus</i>	41	4	V, +
23.	<i>Rozsdás csuk</i>	<i>Saxicola rubetra</i>	40	5	V
24.	Nádirigó	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	39	4	V
25.	<i>Búbospacsirta</i>	<i>Galerida cristata</i>	34	2	V
26.	Kék vércse	<i>Falco vespertinus</i>	31	5	FV, +
27.	Réti tücsökmadár	<i>Locustella naevia</i>	31	2	V
28.	Parlagi pityer	<i>Anthus campestris</i>	30	2	V, +
29.	Tövisszúró gébics	<i>Lanius collurio</i>	29	2	V, +
30.	Egerészölyv	<i>Buteo buteo</i>	28	5	V
31.	Piroslábú cankó	<i>Tringa totanus</i>	23	4	FV, +
32.	Nagy kócsag*	<i>Egretta alba</i>	22	4	FV, +
33.	<i>Citromsármány</i>	<i>Emberiza citrinella</i>	22	3	V
34.	Erdei pinty	<i>Fringilla coelebs</i>	20	3	V
35.	Örvös galamb	<i>Columba palumbus</i>	18	5	V
36.	Házi veréb	<i>Passer domesticus</i>	17	1	NV
37.	Kékbegy	<i>Luscinia svecica</i>	16	4	V, +
38.	Sárgarigó	<i>Oriolus oriolus</i>	16	3	V
39.	Sarlósfecske*	<i>Apus apus</i>	15	1	V
40.	<i>Nagy goda</i>	<i>Limosa limosa</i>	15	4	FV, +
41.	<i>Vadgerle</i>	<i>Streptopelia turtur</i>	15	3	V
42.	Fattyúszerkő*	<i>Chlidonias hybrida</i>	13	4	FV, +
43.	Szárca*	<i>Fulica atra</i>	13	4	NV
44.	Szürke gém*	<i>Ardea cinerea</i>	11	4	V
45.	Kormos szerkő*	<i>Chlidonias niger</i>	11	4	FV, +
46.	Karvalyposzáta	<i>Sylvia nisoria</i>	11	2	V, +
47.	Fekete rigó	<i>Turdus merula</i>	11	1	V
48.	Kis kócsag*	<i>Egretta garzetta</i>	10	4	FV, +

49.	Nádi tücsökmadár	Locustella luscinioides	10	4	V
50.	Szécinege	Parus major	10	3	V
51.	Tengelic	Carduelis carduelis	9	1	V
52.	Fehér gólya	Ciconia ciconia	9	4	FV, +
53.	Partifecske*	Riparia riparia	9	4	V, +
54.	Holló	Corvus corax	8	3	V
55.	Gyurgyalag*	Merops apiaster	8	2	FV
56.	Erdei pityer	Anthus trivialis	7	3	V
57.	Túzok	Otis tarda	7	2	FV, +
58.	Énekes nádiposzáta	Acrocephalus palustris	6	4	V
59.	Tökés réce	Anas platyrhynchos	6	4	NV, +
60.	Ugartyúk	Burhinus oedicephalus	6	2	FV, +
61.	Fürj	Coturnix coturnix	6	2	V
62.	Kabasólyom	Falco subbuteo	6	1	V
63.	Vízityúk	Gallinula chloropus	6	4	V
64.	Énekes rigó	Turdus philomelos	6	3	V
65.	Üstökösgém	Ardeola ralloides	5	4	FV, +
66.	Kenderike	Carduelis cannabina	5	1	V
67.	Barázdabillegető	Motacilla alba	5	5	V
68.	Csilpecsalpfüzike	Phylloscopus collybita	5	3	V
69.	Szarka	Pica pica	5	1	NV
70.	Függőcinege	Remiz pendulinus	5	4	V, +
71.	Pusztai ölyv	Buteo rufinus	4	2	FV, +
72.	Zöldike	Carduelis chloris	4	1	V
73.	Hamvas rétihéja	Circus pygargus	4	2	FV, +
74.	Sárszalonka	Gallinago gallinago	4	4	FV, +
75.	Nagy póling	Numenius arquata	4	2	FV, +
76.	Őszapó	Aegithalos caudatus	3	3	V
77.	Szalakóta	Coracias garrulus	3	2	FV, +
78.	Nagy fakopáncs	Dendrocopos major	3	3	V
79.	Házi rozsdafarkú	Phoenicurus ochruros	3	1	V
80.	Küszvágó csér*	Sterna hirundo	3	4	FV, +
81.	Kis poszáta	Sylvia curruca	3	5	V

82.	Búbosbanka	Upupa epops	3	5	V
83.	Parlagi sas	Aquila heliaca	2	2	FV, +
84.	Cserregő nádiposzáta	Acrocephalus scirpaceus	2	4	V
85.	Vörös gém*	Ardea purpurea	2	4	FV, +
86.	Bölömbika	Botaurus stellaris	2	4	FV, +
87.	Fekete gólya	Ciconia niger	2	3	FV, +
88.	Kék galamb	Columba oenas	2	3	V, +
89.	Haris	Crex crex	2	4	FV, +
90.	Molnárfecske	Delichon urbicum	2	1	V
91.	Nyaktekerics	Jynx torquilla	2	3	V
92.	Nagy örgébics	Lanius excubitor	2	2	V
93.	Kis örgébics	Lanius minor	2	2	V, +
94.	Bakcsó	Nycticorax nycticorax	2	4	FV, +
95.	Hantmadár	Oenanthe oenanthe	2	5	V
96.	Kis kárókatona	Phalacrocorax pygmeus	2	4	FV, +
97.	Balkáni gerle	Streptopelia decaocto	2	1	NV
98.	Billegetőcankó	Actitis hypoleucos	1	1	V, +
99.	Bőjti réce	Anas querquedula	1	4	FV, +
100.	Parlagi galamb	Columba livia f. domestica	1	1	NV
101.	Fekete harkály	Dryocopus martius	1	3	V, +
102.	Kerecsensólyom	Falco cherrug	1	2	FV, +
103.	Rétisas	Haliaeetus albicilla	1	3	FV, +
104.	Berki tücsökmadár	Locustella fluviatilis	1	4	V
105.	Kék cinege	Parus caeruleus	1	3	V
106.	Darázsölyv	Pernis apivorus	1	3	FV, +
107.	Zöld küllő	Picus viridis	1	3	V
108.	Feketenyakú vöcsök	Podiceps nigricollis	1	4	FV, +
109.	Kis vízicsibe	Porzana parva	1	4	V, +
110.	Guvat	Rallus aquaticus	1	4	V, +
111.	Csuszka	Sitta europaea	1	3	V
112.	Kis vöcsök	Tachybaptus ruficollis	1	4	V, +

* csapatokban mozgó madárfajok; természetvédelmi státusz: FV fokozottan védett, V védett, NV nem védett, + Natura 2000 jelölő faj; élőhely preferencia: 1 – urbán, 2 – mezőgazdasági, 3 – erdei, 4 – vizes, 5 – vegyes/egyéb

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretnék köszönetet mondani:

Témavezetőimnek, Czucz Bálintnak és Kollányi Lászlónak, akik a doktori munka hosszú évein keresztül tartó végtelen türelemmel viseltettek irántam, akiktől a kutatás és a disszertáció elkészítése alatt is folyamatosan tanácsokat, ötleteket, nélkülözhetetlen kritikákat kaptam, javításaikkal, észrevételeikkel is segítették a munkámat.

A Szent István Egyetem Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék minden dolgozójának, hogy a munkámhoz szükséges feltételeket biztosították, akikhez mindig bizalommal fordulhattam kérdéseimmel.

A Tájépítészeti és Tájökológiai Doktori Iskolának, annak volt és jelenlegi vezetőinek, Csemez Attila és Bozó László uraknak, hogy lehetőséget biztosítottak a PhD tanulmányaim elvégzésére.

Ladányi Mártának, a statisztikai számítások elvégzéséért; Magyar Veronikának, a térképek elkészítéséért és a disszertáció átnézéséért és az abban tett nélkülözhetetlen észrevételeiért; Kiss Áronnak és Lóránt Miklósnak, a madártani felmérésekben nyújtott segítségért; és Flachner Zsuzsannának, aki a doktori pálya rögzös útjain elindított.

Házi opponenseimnek, Boromisza Zsombornak és Váczi Olivérnek, akik vállalták dolgozatom bírálatát és értékes javaslataikkal, észrevételeikkel hozzájárultak annak jobbá tételéhez.

Az illetékes nemzeti park igazgatóságok munkatársainak, hogy munkámat lehetővé tették és segítettek a terepi felmérések megtervezésében.

Családomnak, barátaimnak a sok segítségért, akik türelmükkel, állandó biztatásukkal járultak hozzá munkám eredményességéhez.