

---

# TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK

---



Kiadja:  
Szent István Egyetem  
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar

Alapítva: 2003-ban

Gödöllő  
2015

# TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK

JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY

13. ÉVFOLYAM 2. SZÁM



VOL.13, No. 2

*Főszerkesztő – Chief editor*  
Barczy Attila

*Szerkesztő – Editor*  
Centeri Csaba

*A szerkesztőség címe – Editorial office*  
SZIE, MKK, TTI Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék  
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., tel.: +36 28 522-000/1833,  
e-mail: barczy.attila@mkk.szie.hu, centeri.csaba@gmail.com

## *Szerkesztőbizottság – Editorial Board*

ÁNGYÁN J. (GÖDÖLLŐ)	LÓCZY D. (PÉCS)	FAYVUSH, G. (YEREVAN, ARMENIA)
BÁLDI A. (VÁCRÁTÓT)	MENYHÉRT Z. (GÖDÖLLŐ)	JANAUER, G. (VIENNA, AUSTRIA)
CSONTOS P. (BUDAPEST)	MEZŐSI G. (SZEGED)	KISS, I. (HUNEDOARA, ROMANIA)
CSORBA P. (DEBRECEN)	STEFANOVITS P. (GÖDÖLLŐ)	KOHLER, A. (STUTT GART, GERMANY)
DUHAY G. (GÖDÖLLŐ)	SZILASSI P. (SZEGED)	MIKLÓS, L. (ZVOLEN, SLOVAKIA)
FEKETE G. (VÁCRÁTÓT)	TAMÁS J. (BUDAPEST)	MÖSELER, B. M. (BONN, GERMANY)
GYULAI F. (BUDAPEST)	TÓTH A. (MEZŐTÚR)	OSZLÁNYI, J. (BRATISLAVA, SLOVAKIA)
KERÉNYI A. (DEBRECEN)	DOSTAL, T. (PRAGUE, CZECHIA)	
KERTÉSZ Á. (BUDAPEST)	EVELPIDOU, N. (GREECE)	

*Nyelvi lektor – Language editing*  
MALATINSZKY ÁKOS, MILENA KLIMEK  
ISSN: 1589-4673

[www.tajokologiaiilapok.szie.hu](http://www.tajokologiaiilapok.szie.hu)

**ALAPÍTVÁ 2003-BAN – FOUNDED IN 2003**

## *Alapítók – Founded by*

A SZENT ISTVÁN EGYETEM  
KÖRNYEZET- ÉS TÁJGAZDÁLKODÁSI INTÉZETE  
ÉS TÁJÖKOLÓGIAI TANSZÉKE

SZENT ISTVÁN UNIVERSITY  
INSTITUTE OF ENVIRONMENTAL  
AND LANDSCAPE MANAGEMENT  
AND DEPT. OF LANDSCAPE ECOLOGY

A TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK CIKKEIT REFERÁLJA  
A CABI, A SCOPUS, A MATARKA  
ÉS AZ AGRÁROLDAL.

JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY  
IS COVERED IN THE CABI, SCOPUS,  
MATARKA AND AGRÁROLDAL DATABASES.

A kiadvány a Magyar Tudományos Akadémia támogatásával készült.

E lapszám megjelenését

a SZENT ISTVÁN EGYETEM MEZŐGAZDASÁG- ÉS KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KARA,  
KUTATÓ KARI KIVÁLÓSÁGI TÁMOGATÁS - RESEARCH CENTRE OF EXCELLENCE-9878/2015/FEKUT.  
és a TERMÉSZETVÉDELMI- ÉS TÁJGAZDÁLKODÁSI INTÉZET TÁMOGATTA.



## KIVÁLASZTOTT ÖZÖNFAJOK GAZDASÁGI SZEMPONTÚ ÉRTÉKELÉSE – A FEHÉR AKÁC ÉS A MIRIGYES BÁLVÁNYFA

DEMETER András<sup>1</sup>, SARLÓS Dávid<sup>2</sup>, SKUTAI Julianna<sup>1</sup>, TIRCZKA Imre<sup>2</sup>, ÓNODI Gábor<sup>2</sup>, CZÓBEL Szilárd<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Szent István Egyetem, MKK, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

H-2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1., demetex@gmail.com

<sup>2</sup>Szent István Egyetem, MKK, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Intézet, Ökológiai Gazdálkodási és Agrár-környezettervezési Tanszék  
H-2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.

**Kulcsszavak:** bioökonómiai vizsgálat, özönnövény, inváziós faj, fehér akác, mirigyes bálványfa

**Összefoglalás:** Az özönfajok terjedése napjainkban komoly gazdasági és ökológiai problémákat okoz. Az ellenük való védekezés alapja a károk mértékének becslése, felmérése. Két, igen elterjedt és kiemelkedően veszélyes fás szárú növényfajunk a fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) és a mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* Mill.). Kutatásunk során a fent említett fajok gazdasági potenciálját, visszaszorításának költségeit, és ezek elemeit vizsgáltuk. Az adatgyűjtés során tematikusan összeállított kérdőívet küldtünk ki az érintett állami intézményeknek (10 nemzeti park igazgatóságnak és 22 állami erdőgazdaságnak). Ezen kívül további, publikus háttér információkat gyűjtöttünk, illetve telefonos interjúkat végeztünk az adatok kiegészítéseként. A kérdőívek a 2009-2013-as időszak bevételeinek és kiadásainak elemeit (összesen 15 tételt) érintettek a vizsgált fajok vonatkozásában. A beérkező adatok jelentős része a nemzeti park igazgatóságoktól származott, az állami erdőgazdaságok döntő többsége többszöri megkeresésre sem adott ki információkat. Az adatok kiértékelése során azt tapasztaltuk, hogy a nemzeti park igazgatóságoknak jelentős, esetenként több százmillió Ft-os költségeket jelentett a fehér akác visszaszorítása, melyeket nem tudtak kompenzálni az értékesítésből származó bevételeik. Az állami erdőgazdaságok esetében viszont minden évben a kiadások többszöröse jelentkező bevételként. A mirigyes bálványfa minden területen negatív megítélés alá esett. Értékesíteni nem tudták, így bevételek nem származtak jelenlétéből, viszont visszaszorítása hatalmas összegeket emésztett fel.

### Bevezetés

Napjainkban egyre nagyobb hangsúlyt kap a természetvédelem, és így az inváziós fajokkal kapcsolatos problémakör. Az Európai Unió szakminiszttereinek tanácsa jelenleg egy kizárni, illetve visszaszorítani kívánt özönfajokat tartalmazó lista összeállításán dolgozik.

Külföldön már jó néhány tanulmány foglalkozott az özönfajok gazdasági vonatkozású kérdéseivel.

PIMENTEL et al. (2005) tanulmánya az Egyesült Államok területén található özönfajokkal kapcsolatos gazdasági elemzéseken alapult. Megállapításaik szerint az idegenhonos, agresszíven terjeszkedő fajok jelentős környezeti károkat és veszteségeket okoznak, melyek összege közel évi 120 milliárd \$.

Szintén az Egyesült Államok területére vonatkozó kutatásokat végzett DITOMASO (2000), aki a legelőket megfertőző inváziós növényfajokkal foglalkozott. DiTomaso a mezei gyomokhoz kötődő veszteségeket évi 2 milliárd \$-ra becsüli az Államokra vonatkoztatva.

Egy másik kutatócsoport olyan kvantitatív bioökonómiai keretmodellt mutatott be, amelynek segítségével átfogó kockázat elemzést végezhetnek az özönfajok, az ellenük való védekezés módszerei és a környezet tulajdonságai alapján (LEUNG et al. 2002).

A hasonló kutatások segíthetnek feltárni és megérteni ezen fajok terjedésének ökológiai és ökonómiai következményeit. Hazánkban jelenleg nem rendelkezünk olyan átfogó adatokkal, melyek az itt előforduló özönfajok elterjedésére és károkozásuk pénzbeli értékére engednének következtetni (HARASZTHY 2013). A témában hasonló jellegű kutatás itthon még nem volt.

Magyarországon gyakori özönfaj a fehér akác és a bálványfa. Előbbi az elmúlt hónapok során nagy médiavisszhangot kapott, és az akáckoalíció fellépésének eredményeképpen hungarikummá nyilvánították ([http1](http://)). Köszönhette ezt térnyerésének és jelenlétéhez köthető – főként erdészeti és méhészeti szempontból jelentős – gazdasági hasznának. Ugyanakkor sok területen nem kívánatos a terjeszkedése, és ennek megakadályozása jelentős összegeket emészt fel.

Napjainkban a fehér akác Magyarország legnagyobb területet elfoglaló fafaja. Az 1949-ben indult ország-fásítás nagy lökést adott hazai térnyerésének. A századfordulón még csak 1-2%-nyi területfoglalás 100 év alatt 22% fölé emelkedett. A fehér akác hazai sikereit részben ellenálló képességének, részben pedig jól hasznosíthatóságának köszönheti. Kiváló ültetvényes fafaj, mely könnyen telepíthető és nevelhető. Nagyon gyorsan növekszik, 30–35 év alatt vágáséretté válik, ezért erdészeti léptékkal mérve hamar realizálódik a haszon. Vegetatív felújuló képessége révén az ilyen jellegű mesterséges beavatkozások és anyagi ráfordítások minimálisak (BARTHA et al. 2006).

Viszonylag jól tűri a vadrágást, hamar – 25 év alatt – „kinő a vad szájából”, ezért telepítése sok más fafajénál sikeresebb lehet (REMÉNYFY 2014).

Faanyaga értékes, mert kemény és tartós. Sok mindenre fel tudják használni, például oszlopkészítésre, parkettagyártásra, tartószerkezeteket készítenek belőle, de a forgácslapok és füstlemezek előállításához is megfelelő. Sűrűsége, magas fűtőértéke miatt tűzifának is tökéletes (BARTHA et al. 2006).

Terjedelmes gyökérzete jól megköti a gyengébb szerkezetű talajokat is, és tápanyagban szegény, szárazabb területeken is megél. Utóbb említett tulajdonságai miatt alkalmas nyers talajok rekultiválására, depóniák és meddőhányók fásítására (BARTHA et al. 2006).

Az erdészetén kívül egy másik iparág számára is fontos a faj jelenléte. Korábban már említett kiváló mézelő tulajdonságai és nagy térfoglalása miatt hazánkban az áruméz-termelés alapját adja. Az értékesített méz fele akácméz (BARTHA et al. 2006).

A hazai fehér akác állományok vagyoneértéke Borovics Attila, a Nemzeti Agrárkutatói és Innovációs Központ Erdészeti Tudományos Intézet megbízott igazgatója szerint megközelítőleg 500 milliárd Ft (VEREB 2014).

A fehér akác Magyarországon több mint 100 termőhely típuson termesztendő, ami jól mutatja, hogy milyen tág határok között képes megtalálni életfeltételeit. Sarjadzó-képessége, vegetatív szaporodása, és 50 évig életképes magbankja szinte kiiríthatatlanná teszi onnan ahol már egyszer megtelepedett. Jelenleg több mint 380 ezer hektáron van állománya, de ezen kívül is sok helyen van jelen kisebb fásításokban, facsoportokban, utak, vasutak mentén. Mindez azt jelenti, hogy hazánkban szinte mindenhol eljuthat, vagy már eljutott (BARTHA et al. 2006).

A MÉTA – vagyis Magyarország Élőhelyeinek Térképes Adatbázisa – szerint jelenleg 200.000 ha természet közeli állapotú növényzet fehér akáccal fertőzött. Ezen kívül különösen értékes erdőszttyepp tölgyeseink 60%-ában terjed (SZMORAD és TÍMÁR 2014)

A középhegységekben is egyre inkább terjeszkedik; eredeti amerikai élőhelye is az 1500 m-es tengerszint feletti magasságig húzódik. Összességében tehát az ország jelentős területére már eljutottak a magvai. A fizikai talajbolygatás (például munkagépek használata) felszínre hozhatja, vagy szállíthatja ezeket a magokat, de a talaj menti tüzekhez hasonlóan roncsolhatja is a kemény maghéjat, ami elősegíti a csírázását. A fehér akác nagymértékben átalakítja élőhelyét, ezzel csökkentve a területen a fajdiverzitást. Erőteljes párologtatása és nitrogéndúsító hatása révén a kevésbé toleráns növényfajokat kiszorítja eredeti élőhelyükről, és ezzel a hozzájuk kötődő állatfajoknak is megszűnik élő-, vagy táplálkozó helye (BARTHA et al. 2006).

Hasonlóan agresszív növényfaj a mirigyes bálványfa, mely elsősorban nyitottabb, bolygatott talajfelszínű területeken jelenik meg, és folyamatos térnyerése figyelhető meg

hazánkban. Ázsiából származik, Európába az 1700-as évek közepe táján került, és erős ellenálló képessége miatt egyre gyakrabban ültették díszfaként (UDVARDY 2004).

Első magyarországi említése BARTOSSÁGH JÓZSEF (1841) nevéhez kötődik, aki villányi birtokán telepítette. 1951-ben SOÓ és JÁVORKA már az Alföldön meghonosodottnak írja. E faj jelenlétéből –a fehér akáccal szemben- nem realizálódik anyagi haszon, hiszen fája nem jól hasznosítható, általában értéktelennek minősítik.

Az *Ailanthus altissima* (Mill.) hazánkban leggyakrabban lakott területekről, utak mentén terjed. Könnyebben megtelepszik a nyílt, bolygatott talajfelszíneken, így veszélyeztetve értékes növénytársulásokat is, például a Kiskunság homokján, a Torna-karszton, a Szársomlyón (UDVARDY 2004).

Azokon a területeken, ahol a mirigyes bálványfa megjelenik és elszaporodik, az eredeti növényzet degradálódik, átalakul. Ez először a gyökérből kioldódó allelopátiás vegyületek miatt, később a fokozódó beárnyékolás, majd a lehulló, nagy mennyiségű lombtömeg bomlásának nitrogéndúsító hatása miatt következik be. Nitrofil, zavarástűrő, árnyékkedvelő növényfajok jelennek meg leginkább ezekben az állományokban (UDVARDY 2004).

Az eddig taglaltak tehát a faj negatív természetvédelmi megítélését támasztják alá, mivel kiszoríthatja értékes növényfajainkat, tönkretetheti természetes és természet-közeli növénytársulásainkat, csökkentheti a biodiverzitást. Tulajdonságai, erős újrasarjadzó képessége miatt az egyik legnehezebben irtható özönfajunk. Célravezetőnek bizonyult a gyorsan felszívódó gyomirtó szereket injektálni a fák szállítószöveibe. Erős vegyszerek alkalmazásánál érdemes a hatékonyságot növelni, és a többi növényfaj védelme érdekében a sebet lezárni. Hosszabb távon megoldást jelenthet – amennyiben ez lehetséges az adott területen – a vegyszerrel kiirtott mirigyes bálványfa-állomány helyére őshonos fafajokat ültetni, amik zárt állományban már lehetetlenné teszik újbóli megerősödését (UDVARDY 2004).

Az eddigiekben tárgyalt negatív hatások aktualitása miatt hasznosnak gondoltunk olyan kutatási témát választani, mely az említett fajokkal foglalkozik.

Célunk olyan adatok gyűjtése, értékelése volt, melyekből következtethetünk a fehér akác és mirigyes bálványfa magyarországi területi eloszlására, gazdasági hasznára, területfoglalására, vagyoneértékére, valamint ahol szükséges, visszaszorításuk anyagi vonzatára, és utóbbi elemeire. Ezen kívül terveztünk egy országos becslést a vizsgált két özönfaj gazdasági hasznára és féken tartásának költségére.

## Anyag és módszer

### Adatgyűjtés

A kutatáshoz szükséges adatokat elsősorban nemzeti park igazgatóságoktól, és állami erdőgazdaságoktól szerettük volna beszerezni, mivel számítottunk objektív hozzáállásukra, és pontos dokumentációjukra. Habár az erdőterületek mintegy fele magán erdőgazdálkodók tulajdonát képezi, megkeresésük nem volt lehetséges nagy számuk miatt és elérhetőségük ismeretének hiányában.

Munkánkhoz olyan információkra volt szükség, amikből a két özönfajunk gazdasági hasznára, elterjedésére, megítélésére, és visszaszorításának költségeire lehetett következtetni. Eszerint állítottunk össze egy Excel táblázat alapú kérdőívet, melyben a két fajhoz kapcsolódó, különböző bevételi források, és kiadások tételesen, az utóbbi 5 év vonatkozásában kerültek volna felsorolásra.

<b>bevételek (bruttó, Ft-ban)</b>					
	2009	2010	2011	2012	2013
tűzifa eladás					
egyéb fakitermelésből származó bevétel					
méhészeti bérleti díj					
erdőszerkezet-átalakítás bevétele					
egyéb bevétel					
éves összbevétel (bruttó Ft)					
<b>kiadások (bruttó, Ft-ban)</b>					
	2009	2010	2011	2012	2013
erdőszerkezet-átalakítás költsége					
vegyszerek költsége					
vegyszerek kijuttatásának költsége					
munkagépbérlés költsége					
üzemanyag költség					
dolgozók munkaóra költsége*					
közmunkások foglalkoztatásának költsége**					
egyéb költségek					
éves összköltség (bruttó, Ft)					
* számítás alapja: dolgozók munkaórája x dolgozók átlagos óradíjának bruttó összege					
** számítás alapja: közmunkások munkaórája x közmunkások óradíjának bruttó összege					

1. táblázat. A nemzeti park-igazgatóságoknak és állami erdőzeteknek első körben kiküldött táblázat  
Table 1. Sent questionnaire to National Park Directorates and State Forest Companies

Több évre vonatkozó adatokból jobb rálátásunk lehet a folyamatok irányára és a változások mértékére. A táblázatokat elektronikus levél mellékleteként küldtük el a 10 nemzeti park igazgatóságnak és a 22 állami erdőgazdaságnak.

Végül több hónap alatt sem érkezett számottevő visszajelzés és megfelelő mennyiségű információ. Ezért ismét megkerestük az illetékeseket, leegyszerűsítve a kísérőlevelet és a táblázatokat, bízva abban, hogy egy tömörebb levélre, és könnyebben kitölthető táblázatra szívesebben reagálnak.

A második megkeresés hatására már többen válaszoltak, és bővült a használható adatok halmaza. A beérkezett adatok alapján egyértelművé vált az adatsorok területi értékekkel való kiegészítésének szükségessége, vagyis hogy a különböző régiókban az özönfajokkal kapcsolatos bevételek és kiadások mekkora területeket érintenek. Ezen információk birtokában kiszámíthatjuk a fajok egy hektárra vetített gazdasági hasznát, illetve visszaszorítási költségeit. Ezért az addig segítőkész nemzeti park igazgatóságoktól és állami

erdőgazdaságoktól először elektronikusan, majd telefonon is próbáltuk megszerezni a releváns fajokra vonatkozó területadatokat.

Információgyűjtésünk a levelezésekkel párhuzamosan, interneten fellelhető adatok begyűjtésével egészült ki. A nemzetipark-igazgatóságok leginkább pályázati – különösképpen Környezet és Energia Operatív Program (KEOP) – források felhasználását, míg az állami erdőgazdaságok főleg területi és fafaj-arány adatokat közöltek honlapjukon.

### **Adatfeldolgozás**

A kapott és kigyűjtött adatokat Microsoft Excel programban tároltuk, és dolgoztuk fel, minden esetben külön kezelve a két vizsgált fajt.

Először külön a nemzetipark-igazgatóságok és külön az állami erdőgazdaságok leveleinkre adott reakcióit összesítettük. Ezeket a következő 3, egyszerűsített kategóriába soroltuk:

- táblázatot töltött ki,
- szöveges információt adott, illetve
- nem szolgáltatott adatokat.

A fent említett kategóriákba tartozó válaszok számát a címzettek számához viszonyítva megkaptuk azok %-os eloszlását. Ezt a kimutatást külön elvégeztük a nemzetipark-igazgatóságok és az állami erdőgazdaságok vonatkozásában is. Az így kapott %-os értékeket a szemléletesebb bemutatás érdekében kördiagramon ábrázoltuk.

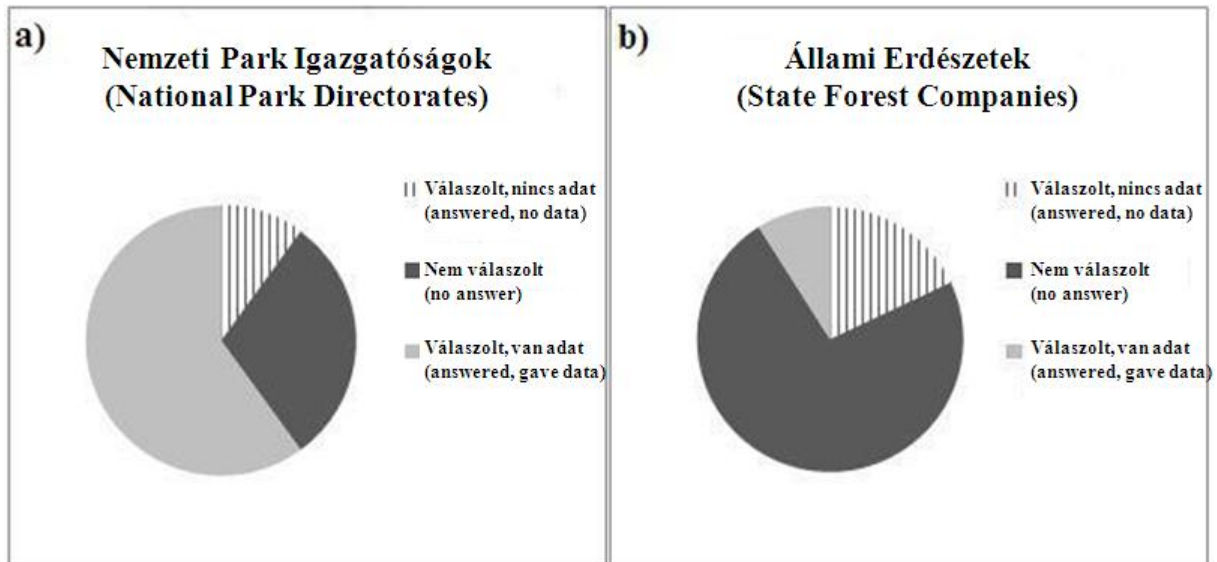
A beérkezett adatokból nyert eredmények bemutatásához oszlop diagramokat is használtunk. Ezek többségében az értékeket (pl. bevétel, kiadás) az időszakok függvényében ábrázoltuk.

Hasznosnak tartottuk volna, ha mind a bevételek, mind a kiadások összegét területegységre (hektár) is meg tudjuk határozni. Azonban a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság kivételével egyetlen válaszadótól sem kaptunk a kiküldött táblázatokban megkért adatokhoz kapcsolódó területi értékeket. Ugyanakkor több nemzeti park igazgatóságtól érkeztek releváns információk KEOP program keretében megvalósuló irtási munkákról. Ezek birtokában a bevételeket ugyan nem, de a kiadásokat területegységre vonatkoztatva már ki tudtuk számítani.

A kutatásunk keretében vizsgált két özönfaj területi megoszlására vonatkozó adatokat a fehér akác esetében alig, a mirigyes bálványfa vonatkozásában pedig egyáltalán nem kaptunk. A fehér akác területfoglalása szempontjából releváns adatokat csak állami erdőgazdaságok által közzétett információk közt találtunk.

### **Eredmények**

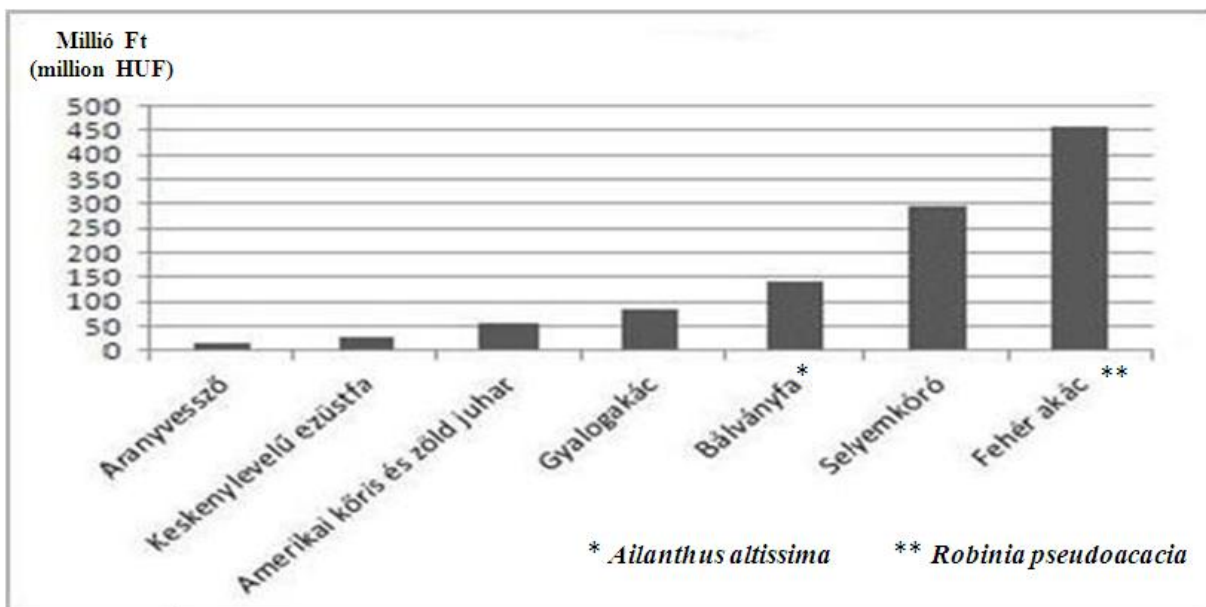
A kördiagramokon (1. ábra) látható, hogy a nemzetipark-igazgatóságok nagy része válaszolt, sőt hasznos információkkal szolgált, míg az állami erdőgazdaságok zöme nem reagált leveleinkre. Első, részletesebb táblázatunkat sajnos a segítőkész válaszok ellenére sem töltötte ki senki maradéktalanul, ezért a rendelkezésre álló adatok hiányosak voltak.



1. ábra. Válaszadási hatékonyság megoszlása a 10 nemzeti park- igazgatóság (a) és a 22 állami erdőgazdaság (b) részéről

Figure 1. Distribution of the 10 national park directorates (a) and 22 state forest companies (b) in the light of their efficiency in response to the questionnaires

A válaszadó nemzeti park-igazgatóságok közül kiemelendő a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság (KNPI), ahonnan jelentős mennyiségű, hasznos adat érkezett. Az ezekből készített diagram bemutatja az Igazgatóság területén pályázati pénzből irtott inváziós fajokra fordított költségek megoszlását az elmúlt 5 év viszonylatában (2. ábra).



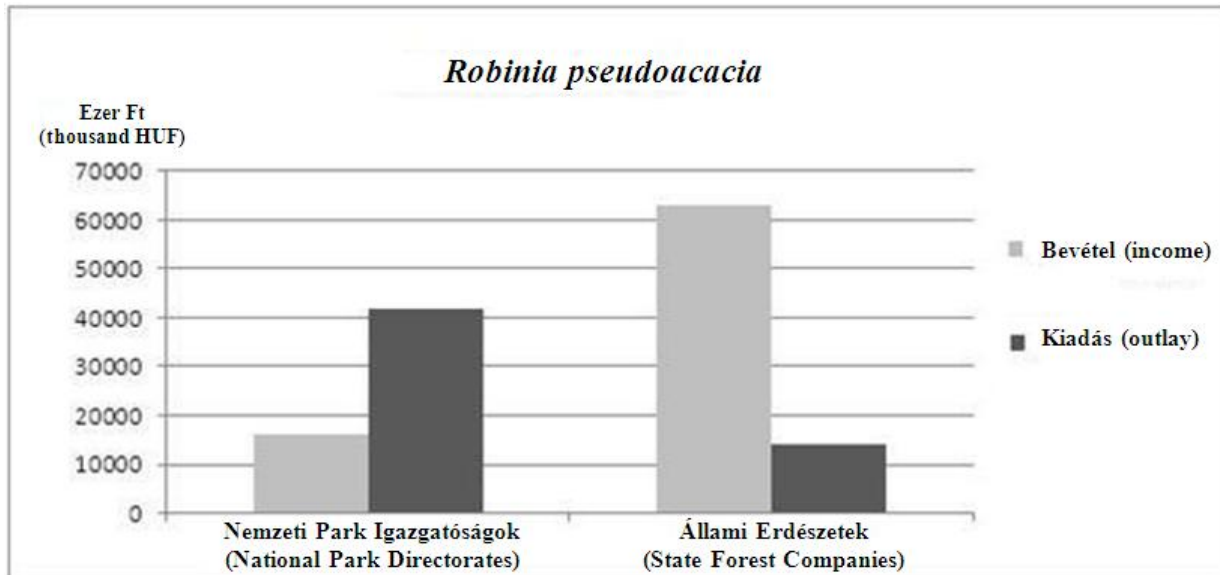
2. ábra. A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság által pályázati forrásokból irtott növényfajok költségeinek megoszlása (2009–2013)

Figure 2. Distribution of costs of disinfested plant species in the Kiskunság National Park (2009–2013)

Legtöbbször a fehér akác visszaszorítása kerül az Igazgatóságnak (2. ábra). A KEOP programok keretein belül a 2009–2013 időszakban összesen 456,3 millió Ft-ból végezték a faj vegyszeres irtását, mely 346,45 ha területet érint. Ez az összeg az Igazgatóság által küldött beszámoló alapján a teljes KEOP forrás 42%-a. Ráfordításokat tekintve második helyen a selyemkóró áll, ezt követi másik vizsgált fajunk, a mirigyes bálványfa. Utóbbit KEOP és



közmunka programok keretében 142,1 millió Ft-os költségvetéssel irtották 249,5 ha területről a 2009–2013 időszakban. Ez az összeg a KEOP forrás 13%-át tette ki. További irtott fajaik még a ráfordítás szerinti csökkenő sorrendben: a gyalogakác, amerikai kőris és zöld juhar, keskenylevelű ezüstfa és az aranyvessző. Az Igazgatóság, az általa küldött táblázat alapján tehát 8 özönnövény visszaszorításához igényelt támogatást, melyek közül a ráfordításokat tekintetbe véve a fehér akác, a selyemkóró és a mirigyes bálványfa a legjelentősebbek.



3. ábra. Fehér akáchoz kapcsolódó összesített átlag bevételek és átlag kiadások 3 nemzeti park igazgatóság és 2 állami erdőgazdaság vonatkozásában 2009 és 2013 között

Figure 3. Overall black locust related average income and outlay in 3 national park directorates and 2 state forest companies between 2009 and 2013

Bevételeket tekintve az állami erdőgazdaságok sokkal jobb helyzetben vannak a nemzeti park igazgatóságokhoz képest, átlagosan közel négyszeres értéket mutatnak (3. ábra). A kiadások viszont utóbbiaknál nagyobbak, majdnem háromszor akkorák, mint az erdőgazdaságokban. Az eredmény nem meglepő, hiszen az erdészetek gyakran zárt erdőállományokat kezelnek, ahova nehezebben tudnak inváziós növényfajok bejutni, és ott megerősödni, aminek a kivédése anyagi terhet róna az erdőgazdaságra. A fehér akácot viszont sok helyen szándékosan telepítik, és a költséges irtás helyett vágáskorban kitermelik, ami nagy anyagi bevételhez juttatja őket. Ezzel szemben a nemzetipark-igazgatóságok kevésbé gazdálkodnak a fajjal. Nem várhatják meg, míg felnövekedve jelentősebb hasznot hoz, hiszen a védett területeket, életközösségeket veszélyeztetni. Ezért az anyagilag bőven megtérülő kitermelés helyett a költségesebb, bonyolultabb visszaszorítást kell választaniuk. A különbség tehát alapvetően abból adódik, hogy adott területen mennyire kívánatos a faj jelenléte, mennyire tudják kontroll alatt tartani.

Adatok hiányában a táblázati bevétel értékekhez csak a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság esetében tudtunk területadatokat rendelni, így a fehér akáccal kapcsolatos hektáronkénti bevételt csak ebből kalkulálhattuk. Az általuk közölt információkat összesítve 840 ezer Ft bevétel jött ki hektáronként. Ennek az értéknek a számításához további nemzetipark-igazgatóságok és az állami erdőgazdaságok nem szolgáltatottak elegendő adatot. Egyedül a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság munkatársa említette még, hogy bevételeik nem haladták meg az 1,5 millió Ft-ot hektáronként.

A hektáronkénti kiadást, vagyis az irtás költségét már több adatból tudtuk számolni. Ehhez rendelkezésünkre állt a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság által kitöltött táblázat, és a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság és Bükk Nemzeti Park Igazgatóság által közölt –

pályázati forrásokból megvalósított – visszaszorítás költsége, valamint a területadatok. Az adatok összesítéséből átlagosan 1 215 480 Ft/ha kiadást számoltunk, ami többszörösen meghaladja a hektáronkénti bevételt.

A mirigyes bálványfa a beérkező válaszok alapján mindenhol negatív megítélés alá esik. Szinte minden területen problémát jelent tömeges megjelenésével. Az állami erdőgazdaságok – részben faminósége miatt – nem tudják értékesíteni, viszont a tisztítási munkálatok során plusz költséget jelent az irtása. A nemzetipark-igazgatóságok területén is egyre nagyobb károkat okoz nyitottabb növénytársulásokban való megjelenése és agresszív terjeszkedése. A beérkezett adatok alapján a faj visszaszorítása a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságnak kerül a legtöbbszörre, hiszen az utóbbi 5 évben több mint 140 millió Ft-ot költöttek el ilyen célból. Az általuk legutóbb küldött költségvetési adatok alapján hektáronkénti költsége megközelítőleg 570 ezer Ft.

### **Megvitatás**

Adatgyűjtésünk a 10 magyarországi nemzetipark-igazgatóság és 22 állami erdőgazdaság kérdőíves megkeresésén alapult. A megkérdezett intézményeknek több mint fele semmilyen formában nem adott választ. A kis számban és hiányosan kitöltött kérdőívek a fehér akácra vonatkozóan kevés értékelhető és egymással jól összevethető adatot szolgáltatottak. A mirigyes bálványfáról még ennél is kevesebb tájékoztatást kaptunk.

Emiatt az illetékes intézmények honlapján is próbáltunk további adatokhoz jutni, döntő többségük azonban nem tett közzé átlátható, rendszerezett adatokat. Ezért az értékek összehasonlítása, kiértékelése ezt követően is komoly akadályokba ütközött.

Az eredmények igazolni látszanak azt a következtetést, hogy a fehér akác visszaszorítása hatalmas összegekbe kerül azokon a területeken, ahol jelenléte nem kívánatos – ebből a szempontból kiemelhető a Kiskunsági Nemzeti Park, mely a vizsgálati időszakban 450 millió Ft-ot meghaladó összeget költött csak a fehér akác visszaszorítására. A nemzetipark-igazgatóságok által kezelt területeken nagyobbak a ráfordítások, mint a bevételek. Ezzel szemben az állami erdőgazdaságoknál a bevételek jelentősebbek.

A mirigyes bálványfa minden területen negatív megítélés alá esik, visszaszorítása 100 milliós tételeket jelent.

A vizsgált fajok további spontán megjelenésére és terjeszkedésére lehet számítani. Ennek megakadályozására, a hathatós beavatkozások tervezéséhez és elvégzéséhez szükség lenne regionális szintű becslő adatokra. Fontos lenne továbbá az állami erdőgazdaságok és nemzetipark-igazgatóságok költségvetésének átláthatósága, és egységes, közérthető formában történő közzététele, a további ilyen irányú kutatások, kimutatások támogatása céljából.

Kutatásunk alapul szolgálhat az özönfajok visszaszorításának országos léptékű, reális adatokra épülő, megbízható költségbecslésének, ami több országban már létezik. A jövőben hasonló, komplex vizsgálatok segíthetnek feltárni és megérteni az özönfajok természetvédelmi szempontból negatív, míg gazdaságilag egyes esetekben pozitív hatásait.

Adatgyűjtésünk során szóban és írásban felhívták figyelmünket más, veszélyesen terjeszkedő növényfajokra is. Ezek közül kiemelhetők a Kiskunsági Nemzeti Park által küldött KEOP beszámolóban említett özönfajok, melyek mindegyike milliós nagyságrendű visszaszorítási költségeket jelent az igazgatóság számára. Érdemes lenne hasonló, országos léptékű kutatásokat folytatni ezen fajok vonatkozásában is.

### **Köszönetnyilvánítás**

Ezúton is köszönjük a kutatásunkhoz biztosított adatokat az illetékes nemzetipark-igazgatóságok és állami erdőgazdaságok munkatársainak!

A kutatást a Kutató Kari Kiválósági Támogatás – Research Centre of Excellence- 17586-4/2013/TUDPOL támogatta.

### Irodalom

- BARTHA D., CSISZÁR Á., ZSIGMOND V. 2006: Fehér akác. In: BOTTA-DUKÁT Z., MIHÁLY B. (szerk.): *Özönnövények II.* Line & More Kft, Budapest, pp. 37–61.
- BARTOSSÁGH J. 1841: Beobachtungen und Erfahrungen über den Götterbaum (*Ailanthus glandulosa* L.) – Ofen, Gyurián u. Bagó. III, 47 pp.
- DITOMASO, J. M. 2000: Invasive weeds in rangelands: Species, impacts, and management. *Weed Science* 48(2): 255–265.
- HARASZTHY L. 2013: Értéktörző gazdálkodás Natura 2000 területeken. Pro Vértes Természetvédelmi Közalapítvány, Csákvár, 87 pp.
- LEUNG, B., LODGE, D. M., FINNOFF, D., SHOGREN, J. F., LEWIS, M. A., LAMBERTI, G. 2002: An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proceedings. Biological Sciences* 269: 2407–2413.
- PIMENTEL, D., ZUNIGA, R., MORRISON, D. 2005: Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52: 273–288.
- REMÉNYFY L. 2014: Az akác, töviről hegyire. *Erdészeti Lapok* 149(5): 157.
- SOÓ R., JÁVORKA S. 1951: A magyar növényvilág kézikönyve. I–II. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SZMORAD F., TÍMÁR G. 2014: Az akáckérdésről – tényszerűen. *Erdészeti Lapok* 149 (4): 116.
- UDVARDY L. 2004: Bálványfa. In: MIHÁLY B., BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.): *Özönnövények.* TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 143–154.
- VEREB I. 2014: Ezerarcú akác – szakmai konferencia Baktalórántházán. *Erdészeti Lapok* 149(6): 202.
- http1: NAGY, L. (ed.) 2014: Országos Erdészeti Egyesület, On-Line - [http://www.oee.hu/hirek/agazati-szakmai/hungarikum\\_akac\\_akacmez](http://www.oee.hu/hirek/agazati-szakmai/hungarikum_akac_akacmez) (hozzáférés: 2015. január 28.)

### ECONOMIC VALUATION OF SELECTED INVASIVE SPECIES

A. DEMETER<sup>1</sup>, D. SARLÓS<sup>2</sup>, J. SKUTAI<sup>1</sup>, I. TIRCZKA<sup>2</sup>, G. ÓNODI<sup>2</sup>, SZ. CZÓBEL<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Institute of Nature Conservation and Landscape Management, Department of Nature Conservation and Landscape Ecology, H-2100 Gödöllő, Páter Károly street 1.; demetex@gmail.com

<sup>2</sup>Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Institute of Nature Conservation and Landscape Management, Organic Farming and Agri-environmental planning, H-2100 Gödöllő, Páter Károly street 1.

**Keywords:** bioeconomic study, invasive plant, black locust, tree of heaven

The spreading of invasive species causes serious economic and environmental problems in our days. The recognition of these negative effects, and protection against them are based on estimates, assessing the extent of the damage. Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) and tree of heaven (*Ailanthus altissima* Mill.) are widespread and extremely dangerous tree species in Hungary. In our research we analyzed economic potential and cost of restraint of the above mentioned species. During the data collection we sent thematically compiled questionnaire to the relevant state institutions (10 national park directorates and 22 state forest companies). In addition, other publicly available background information was collected and telephone interviews were carried out complementing of data set. Questionnaires covered items of income and expense (15 items) in aspect of the analyzed species for the 2009–2013 period. A significant number of incoming data came from national park directorates, but vast majority of the state forest companies did not give information despite of multiple requests. During evaluation of data, we found that costs of black locust reduction were so high (sometimes hundreds of millions of HUF) that those could not be compensated by revenue from the sale. However, in the case of the state forest companies, incomes were several times bigger than costs in each year. Judgment of tree of heaven was negative in all areas. They could not be sold, so no revenue was derived from their presence, but reduction was very expensive.



## A NASZÁLY HEGY KÖRNYÉKI GYEPEK TÁJTÖRTÉNETE ÉS TERMÉSZETI ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTÁNAK VIZSGÁLATA

FEHÉR Zsófia

Szent István Egyetem, Növényteni és Ökofiziológiai Intézet,  
Növényteni Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter K. u.1., e-mail: [feherzsofia@invitel.hu](mailto:feherzsofia@invitel.hu)

**Kulcsszavak:** tájhasználat, fajgazdagság, természetvédelem

**Összefoglalás:** A térségi tájhasználat megváltozása, a területek feldarabolódása a hazai gyepterületek fajkompozíciójának átalakulását, diverzitásának csökkenését eredményezi, illetve az életképes populációk fennmaradását veszélyezteti. A gyepgazdálkodás tervezésénél fontos ismerni a gyepek tájtörténetét, és megvizsgálni, hogy az aktuális állapotukat milyen fajkészlet és struktúra jellemzi. Jelen kutatással a célom az volt, hogy a Naszály hegy környéki gyepterületek természetvédelmi értékeit, szerkezetét felmérjem, a tájmegőrző gazdálkodást a tájtörténeti múlt és a természetes környezeti hatótényezők szerepeinek feltárásával segítsen, a természet- és tájvédelem szempontjából fontos tendenciákra és az azokhoz kapcsolódó természetvédelmi feladatokra hívjam fel a figyelmet. A tájtörténeti elemzéssel kimutattam, hogy míg az északi hegylábi gyepterületek az elmúlt több mint 200 év során szinte változatlanul maradtak fenn, és mára védettséget élveznek, addig a déli hegylábi területeken folyamatosan változtak a művelési ágak, és mára a gyepek fragmentálódtak, illetve fennmaradásuk veszélyeztetett. A déli és északi hegylábi területek cönológiai mintavételeinek ökológiai mutatók és klaszteranalízis alapján elemzett adatsorai azt igazolják, hogy a déli terület fajkészletében leromlás tapasztalható, a struktúrájában az antropogén zavarás is kifejezettebb, mint az északi területen. A Naszály hegy déli oldalánál bányaterületen fekvő, illetve jelenleg intenzív erdősítésre szánt gyepek nem védettek, nincs biztosítva számukra a túlélés és a fajgazdagság fenntartása, ezért a megőrzés hatékonyságát a déli hegylábnál új területek védetté nyilvánításával növelni szükséges.

### Bevezetés

Napjainkban a különféle társadalmi tevékenységek eredményeképpen tapasztalhatjuk, hogy a tájhasználat során az eredeti vegetáció megszűnik vagy átalakul, és egyes élőhelyek feldarabolódása miatt maradványfoltokban ritka, specialista fajok eltűnnek, gyomok jelennek meg (ERIKSSON et al. 2002). A növényfajokat genetikai leromlás, illetve kihalás is fenyegetheti, a magvak terjedése gyakran jelentősen akadályozott a populációk közötti összeköttetések csökkenése, illetve megszűnése következtében (HABEL et al. 2013, SOONS et al. 2005).

A dombvidéki területeken azonban még található olyan gyepek, melyek különleges fajgazdagságukkal tűnnek ki, ezért megóvásuk, kezelésük megfelelő biztosítása igen fontos természetvédelmi és tájgazdálkodási feladat. Ezen értékes növénytársulások múltjára korabeli térképek és légi felvételek segítségével következtethetünk, melyeken a művelési ágakban bekövetkező módosulások jól követhetők, és a tendenciák elemzése lehetővé teszi a jövőbeni gazdálkodás fenntartható alakítását. A növényközösségek fejlődése a művelési módhoz adaptálódik, és a kaszálás felhagyása vagy erdősítés jelentős hatást gyakorol a fajösszetételükre (PENKSZA et al. 2007, VALKÓ et al. 2012). A gyepek kaszálásának felhagyása, illetve az intenzívebb hasznosítás egyaránt eredményezheti a fajgazdagság csökkenését (PENKSZA et al. 2007; HERCZEG et al. 2005).

A vizsgálatban arra kerestem választ, hogy a Magyarország északi részén, a fővárostól kb. 50 km-re, a Kosdi-dombság kistájban található Naszály hegy (DÖVÉNYI 2010) környéki gyepeknek hogyan változott a területi részesedése más tájhasznosításokkal szemben az elmúlt 230 évben, mely jelenlegi gyepek helyén húzódtak esetleg korábban erdők, vagy folyt mezőgazdasági, illetve egyéb tevékenység. Vajon a tájhasználat milyen hatást gyakorolt a társulások fajösszetételére, struktúrájára?

Érdemes lenne-e a jelenleg nem védett déli területeket is védelem alá helyezni? Találok olyan védett vagy nem védett, de jelentős természetvédelmi értékkel rendelkező növényeket,

melyek az északi területekre nem jellemzőek, csak a déliekre, és alátámasztják e területek megóvásának szükségességét? Tehát arra kerestem a választ, hogy a gyepterületek védelme a térségben – tekintettel a természetvédelmi célokra (ÁNGYÁN et al. 2003, KELEMEN 1997, KERTÉSZ 1988, RÉV-MARTICSEK és FÜLÖP 2008, KUN 1998) – megfelelően biztosított-e.

### Anyag és módszer

A vizsgálatokra a Naszály hegy és hegylábi területek 1600 ha-os területét jelöltem ki (N47° 49' 17,78", E19° 06' 01,57"; N47° 51' 02,97", E19° 09' 59,35").



1= gyepterület a Gyadai-réten a Naszály északi lábánál; 2= gyepterület a Naszály déli lábánál, a Sejcei úttól északra

1 = Grassland on Gyada-meadow at the northern foot of the Naszály; 2 = Grassland at the southern foot of Naszály, facing north from Sejce road

1. ábra A vizsgálati területek elhelyezkedése a Naszály környékén

Figure 1. Location of test sites near Naszály hill

A tájszerkezetben bekövetkezett változások követésére és számszerű kimutatására elsődlegesen a rendelkezésre álló, túlnyomóan katonai és topográfiai térképeket, illetve légi felvételeket, ortofotókat használtam. Magyarország első katonai felmérését tanulmányozva kb. 230 év távlatában vizsgálódhattam. A topográfiai térkép az 1783–1786 közötti állapotot tükrözi. A második katonai felmérés 1806–1869 között zajlott le, az általam vizsgált területre az 1857–63 közötti helyzetet mutatja be. A harmadik katonai felmérés két részletben, 1869–1873 között Erdélyben, 1872–1884 között Magyarországon történt, az utóbbira vonatkozó térképi adatokat használtam fel. Az elemzett 1953., 1959., 1979., 1987. évi topográfiai térképeket a Magyar Néphadsereg Vezérkari Főnöksége adta ki 1:25000 méretarányban, az 1964-est az Állami Földmérési és Térképészeti Hivatal, melynek méretaránya 1:10000. Vác Településszerkezeti Tervét 1:14000 méretarányban az Urbanitas Tervező és Tanácsadó Kft. készítette 2011-ben.

A térképeket QGIS 1.8 program segítségével digitalizáltam úgy, hogy a vizsgálati célnak megfelelő generalizálásokat hajtottam végre rajtuk, és olyan poligonokat hoztam létre, amelyek a területnagyságok lekérdezését lehetővé teszik, illetve az Egységes Országos Vetületi rendszerbe illeszkednek, így egymást fedő rétegekként kezelhetők.

A Naszály hegy két, északi, illetve déli hegylábi, művelés alól felhagyott gyepterületében botanikai vizsgálatokat végeztem cönológiai mintavételezéssel (1. ábra) (HTTP1). A mintavételi helyek kiválasztásánál törekedtem arra, hogy az északi és déli területek alapközetében és tengerszint feletti magasságában a lehetőségek szerinti legkisebb különbség legyen. A vizsgálati pontok mindegyikén az alapközet agyag, a tengerszint feletti magasságok 220–280 m közöttiek. A két helyen 10–10 db 2 x 2 m-es kvadrátot vettem fel. A nem kaszált, felhagyott gyepterületeket légi felvételek alapján azonosítottam, majd terepbejárással ellenőriztem. A mintavételezés a kiválasztott mintaterületeken random módon felvett kvadrátok alapján történt. Amennyiben az előzetesen kijelölt kvadrát sárfolyást, állattúrast vagy egyéb, a felvételezést akadályozó körülményt tartalmazott, abban az esetben a négyzet kitűzését a terepi viszonyoknak megfelelően korrigáltam. A mintavételi kvadrátok mindegyikében háromszor, a tavaszi, nyári és őszi aspektusban történt terepi felvételezés, amikor feljegyeztem a fajok nevét (KIRÁLY 2009, KIRÁLY-MOLNÁR 2011, SIMON 1992) és borítási értékét. Az évi háromszori felvételezés során azonos kvadrátokban gyűjtött növényfajokat összesítettem, az adatokat a Flóra adatbázis alapján értékeltem, ahol a következő attribútumokat használtam fel: nedvességigény, életforma, hőigény, szociális magatartási típusok, természetvédelmi érték-kategóriák (HORVÁTH et al. 1995).

A két vegetációs egység (Naszály északi és déli oldal) adatait klaszteranalízissel hasonlítottam össze (REICZIGEL 2007). Az analízisnél hierarchikus osztályozást, egyszerű lánc módszert, különbség %-ot, különbözőségi indexet számoltam, majd dendrogramon ábrázoltam az eredményt (PODANI 1993, 1997).

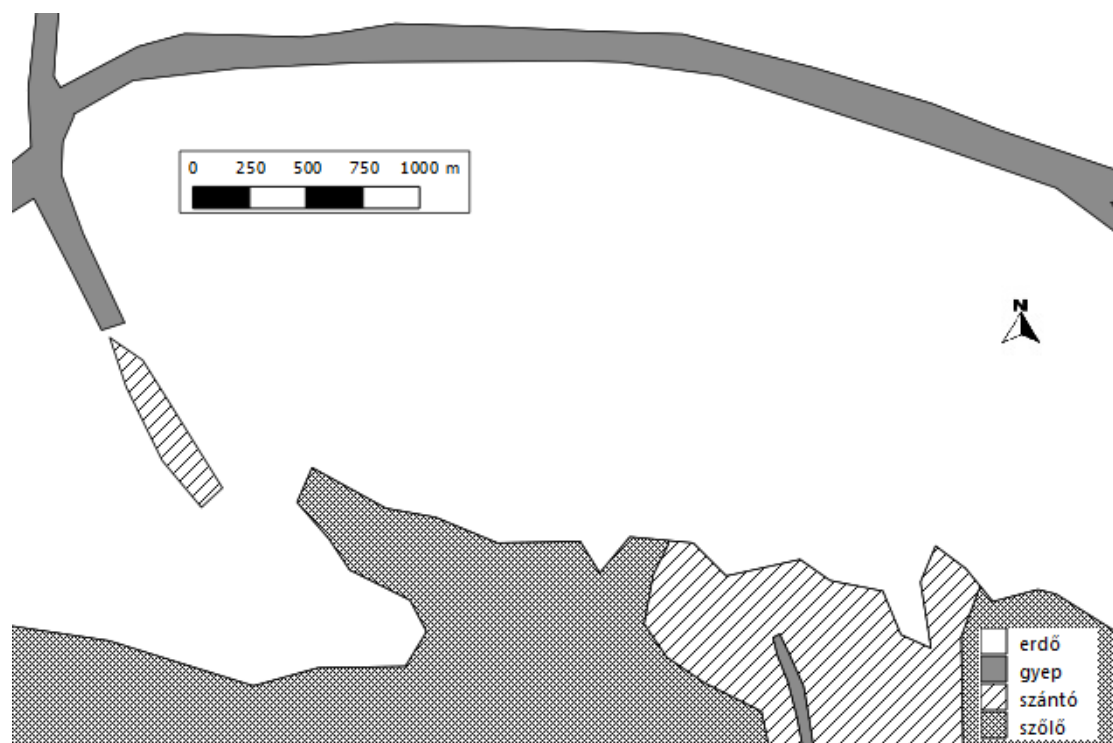
## Eredmények

### Területhasználatok

Magyarország első katonai felmérésének topográfiai térképe alapján készített térkép vázlaton láthatjuk, hogy a környéken akkoriban hatalmas erdőterületek voltak, az ábrázolt rész 72%-át tették ki, míg a hegy déli lejtőin, hegylábi részeken szőlőültetvények (15%) és szántók (6%) terültek el (2. ábra). A vizsgálat tárgyát képező gyepterületeket csupán a Gyadai-réten és vízfolyások mentén, keskeny sávban láthatunk, melyek a terület mindössze 6%-át teszik ki.

Tájha	poligonszá	összkerül	összterület	ter
erdő	3	32	1156	72
gyep	2	14	98	6
szántó	2	8	100	6
szőlő	2	13	246	15

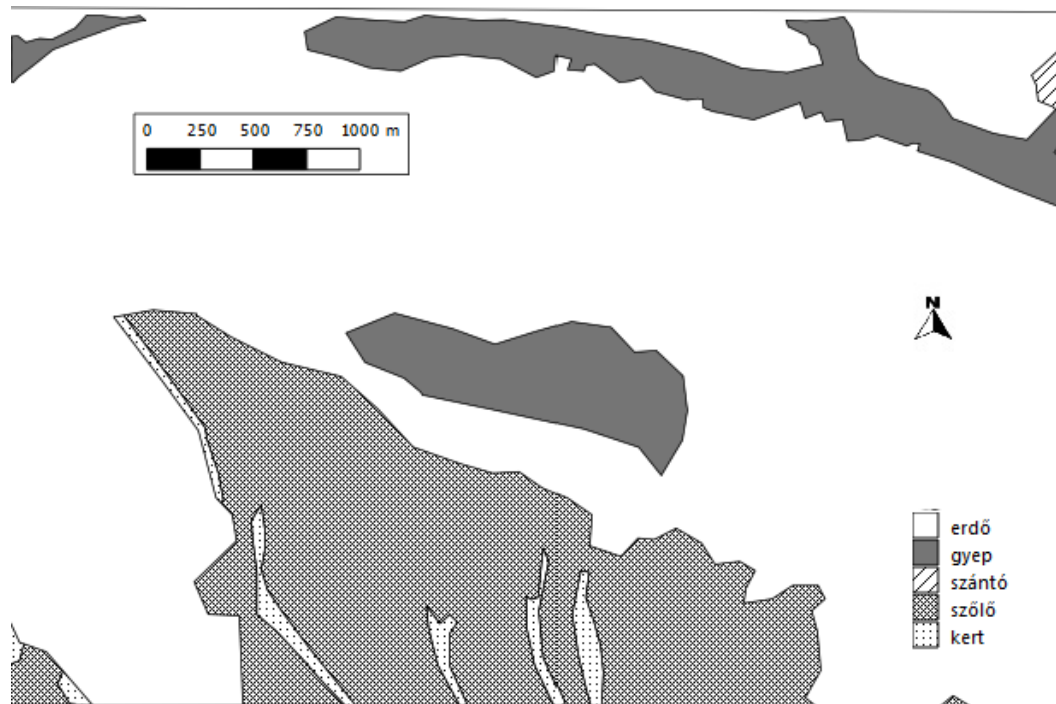
1. táblázat A tájszerkezet jellemzői az első katonai felmérés idejében  
Table 1. The characteristics of landscape-structure at the time of the first military survey



2. ábra Az első katonai felmérés alapján készített térképvázlat  
 (A digitális térképvázlatot készítette: Fehér Zsófia)  
 Figure 2. Sketch-map based on the first military survey

A második katonai felmérés térképe a korábnál jóval differenciáltabb. Az ember tájalakító tevékenysége egyre nyilvánvalóbb. A déli hegylábi részeken terjed a szőlőtermesztés, arányuk 19%-ra nő. A vízfolyások hosszanti völgyeinél gyümölcsös kiskertek jelennek meg (1%). (PINTÉR-TÍMÁR 2010) A második katonai felmérés alapján készített térképvázlaton (3. ábra) kitűnik, hogy a Lósi-patak völgyében, a Gyadai-réten az erdőterületek csökkennek, a gyepterület kiterjedése nő, valamint a Naszályon is látható gyepterület, ami összesen 9%-os területi részesedést jelent.





3. ábra A második katonai felmérés alapján készített térképvázlat  
(A digitális térképvázlatot készítette: Fehér Zsófia)

Figure 3. Sketch-map based on the second military survey

Tájha	poligonszá	összkerül	összterület	terület
erdő	1	35	1122	70
gyep	3	15	150	9
szántó	1	0,7	3	0,2
szőlő	3	17	302	19
kert	7	10	23	1

2. táblázat A tájszerkezet jellemzői a második katonai felmérés idejében

Table 2. The characteristics of landscape-structure at the time of the second military survey

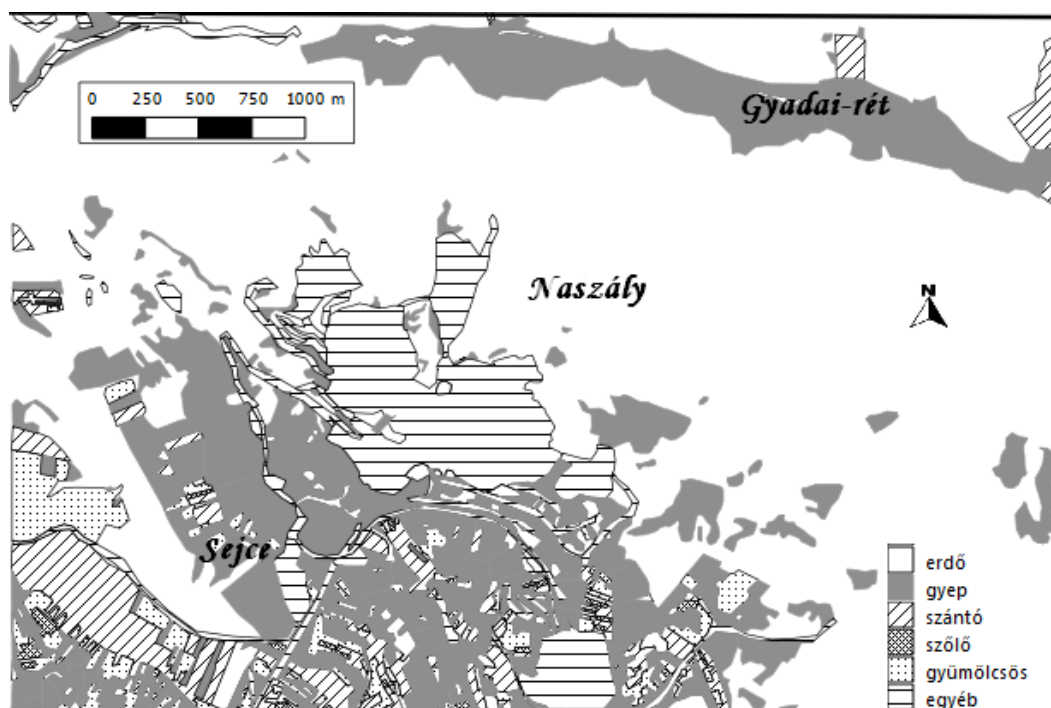
A harmadik katonai felmérés térképe alapján megállapítható, hogy a Naszály déli előterében továbbra is szőlők és gyümölcsösök, a magasabb hegyi régiókban erdők dominálnak, gyepterület a Gyadai-réten található. A vizsgált 1953-as térkép ugyancsak hasonló tájhasználatot mutat. A Naszály északi lábánál – a Gyadai-réten –, illetve a patakok mentén füves területet ábrázol, néhol fákkal, a Naszály déli hegylábánál pedig szőlőkkel váltakozó gyümölcsös kiskerteket, délebbre szántókat. Az 1959-es katonai térképen, a Gyadai-réten a füves területet bozótosok tarkítják, egyes füves területeket beszántottak. A Naszály déli előterében a régi szőlősöket a kiskertek egyre jobban fölszabdalgják. A korábbi hegylábi területek egyes részeit sűrű bozótos foglalja el. Az 1964-es térkép szerint bányához kiépített műút és agyagbánya rajzolódik ki, a sejcei lakótelep és cementmű a térképen feltüntetésre kerül, közvetlenül a mészkőbánya és a Naszály Látó-hegycsúcs alatti lankákon a füves területek mellett jelentős a szőlők és gyümölcsösök kiterjedése. Az 1979-es katonai térkép tanúsítja, hogy a Naszályon az erdőgazdálkodás (erdőültetés, fakivágás) és az intenzív bányatevékenység tovább folyik, a cementmű terjeszkedik. A külszínen bányászott részeken csupasz felszínek alakulnak ki, az ún. Vaskapu környékét beültetik fenyővel. A Gyadai-rétre merőleges erdőkivágásban szántó, a patak mentén kutak, néhol bozót került feltüntetésre. A déli peremterületen, az út éles hajtókanyarjánál a szőlők, szántók és gyümölcsösök helyén fás és bokros terület, az 1987. évi térkép tanúsága szerint a Látó-hegycsúcs alatti részeken füves-fás terület foglalja el a hajdani kiskertek és gyümölcsösök helyét. A 20. század végére a

Naszály déli előterének erősen mozaikos képe rajzolódik elénk, amit az 1993. évi topográfiai térképről készített vázlat szemléltet (4. ábra). A sejcei úttól a bánya felé eső részeken ekkor már az egykori szőlőtermesztést hiába keressük, ott füves területek váltakoznak kisebb-nagyobb mértékben erdősült területekkel.

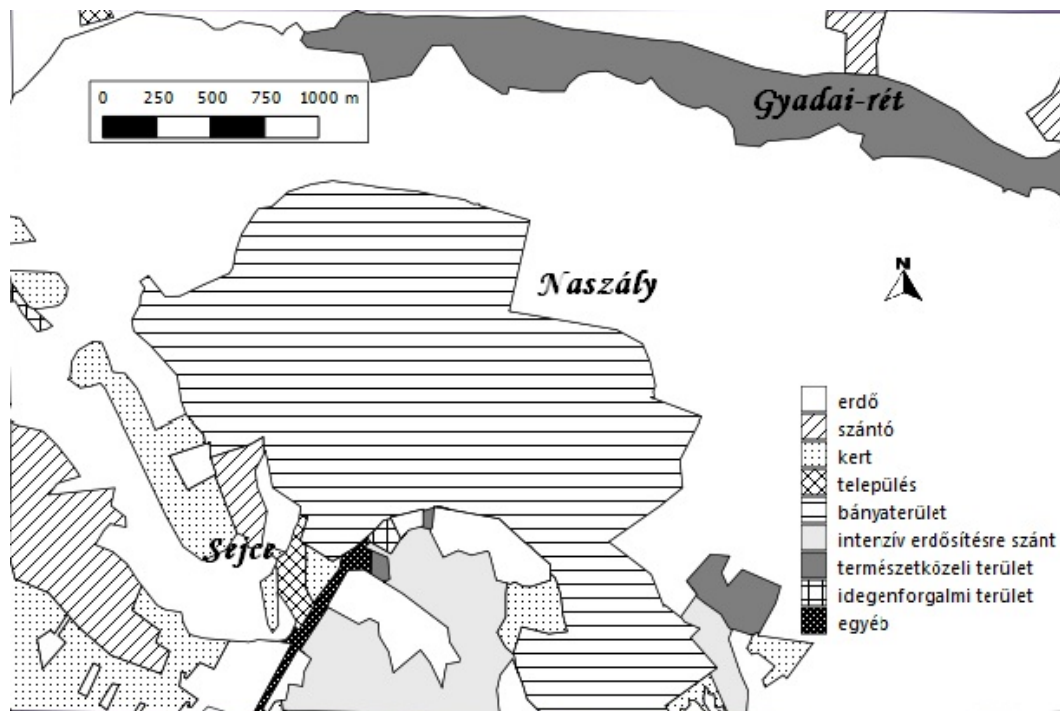
Tájhasz	poligonszám	összkerület	összterület	terület
erdő	66	79	985	62
gyep	258	118	335	21
szántó	183	33	76	5
szőlő	172	7	6	0,4
kert	515	32	52	3
egyéb	252	51	145	9

3. táblázat A tájszerkezet jellemzői 1993-ban  
Table 3. The characteristics of landscape-structure in 1993

Az 1990-es évekre a szőlők aránya az 1%-t sem éri el, a gyümölcsösöké ugyanebben az időszakban 3%, a szántóké 5%, egyéb területeké (pl. bányaterület) – ahol a vegetáció teljes mértékben megszűnt, figyelemreméltó kiterjedésű – 9%. A sejcei út által övezett részeken és attól keletre az 1990-es években még gyepek, gyümölcsösök, szőlők erdőfoltokkal és szántókkal mozaikoltak – az 1993-as topográfiai térkép tanúsága szerint – az aktuális, 2011-es települészerkezeti terv alapján azonban nagy részük erdőművelési ágú, illetve intenzív fásításra kijelölt terület lett (5. ábra).



4. ábra 1:10000 topográfiai térkép (1993) alapján készített térképvázlat  
(A digitális térképvázlatot készítette: Fehér Zsófia)  
Figure 4. Sketch-map based on topographic map 1:10000 (1993)



5. ábra Vác Településszerkezeti Terve (2011) alapján készített térképvázlat  
(A digitális térképvázlatot készítette: Fehér Zsófia)

Figure 5. Sketch-map based on the Development Plan of Vác

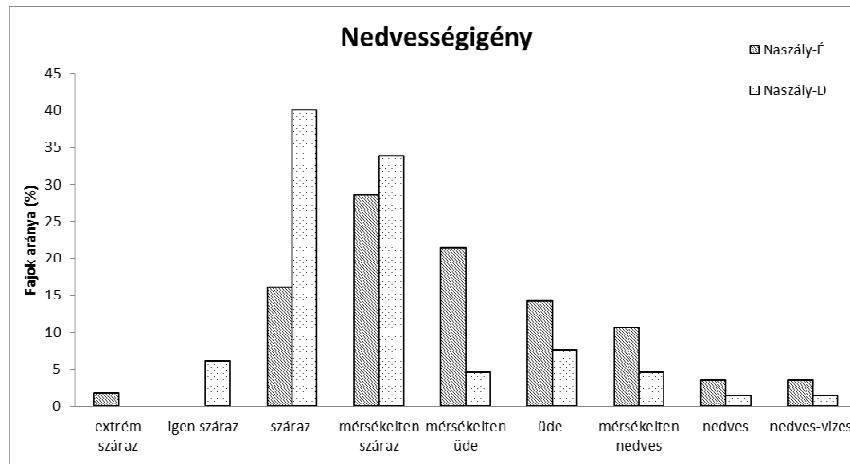
Az erdők aránya 2011-ben 60%-os a vizsgálati poligonban. A kertek aránya 5%, a szántóké 4%, a bányaterületeké 21%. Míg az értékes gyepterületek közül a Gyadai-rét helyi védettséget kapott, addig a hegy déli lábánál lévők nagyrészt erdősítésre kerültek, illetve bányaterületbe sorolva a megsemmisülés veszélyezteti őket. Arányuk a természetközeli területeken 6%, illetve közel 1%-uk található bányaterületen.

Tájhasználat	poligonszám	összkerület	összterület	terület
erdő	17	50	960	60
szántó	12	7	57	4
kert	44	16	78	5
település	10	2	6	0,4
bányaterület	6	11	334	21
intenzív	14	7	58	4
természetközeli	32	11	100	6
idegenforgalmi	18	1	3	0,2
egyéb	10	2	5	0,3

4. táblázat A tájszerkezet jellemzői Vác településrendezési terve alapján  
Table 4. The characteristics of landscape-structure based on the Development Plan of Vác

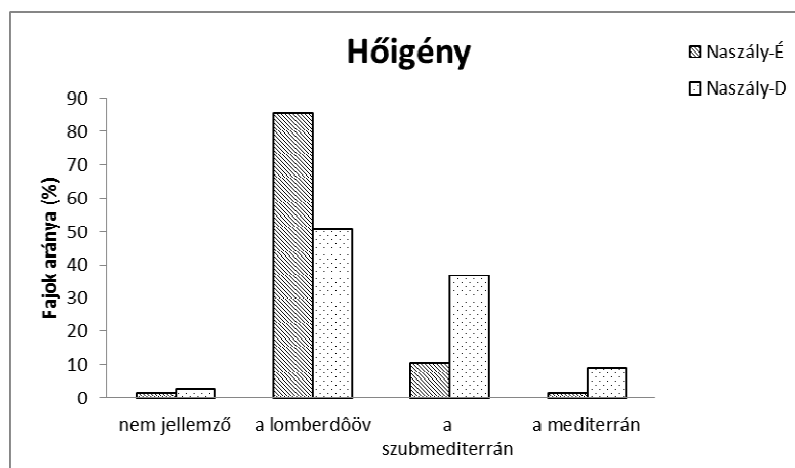
## A botanikai vizsgálatok eredményei

A nedvességigény tekintetében az északi oldalon a mérsékelten száraz (29%) és mérsékelten üde (21%) kategóriába került a legtöbb faj, míg a déli vizsgálati kvadrátok növényeinek igénye száraz (40%), illetve mérsékelten száraz (34%) (6. ábra).



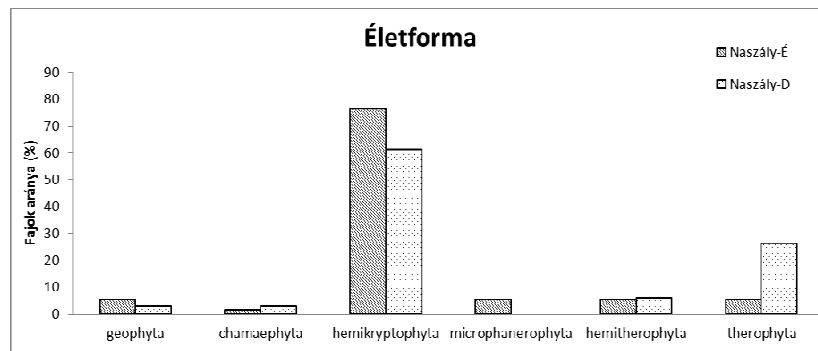
6. ábra A növények nedvességigénye az északi és déli kvadrátokban  
Figure 6. Moisture preference in the northern and in the southern quadrats

Mindkét területen a lomberdőv fajok képviselték magukat a legnagyobb aránnyal, a déli oldalon azonban több szubmediterrán (24%) és mediterrán (6%) klímát kedvelő faj is megjelent (7. ábra).



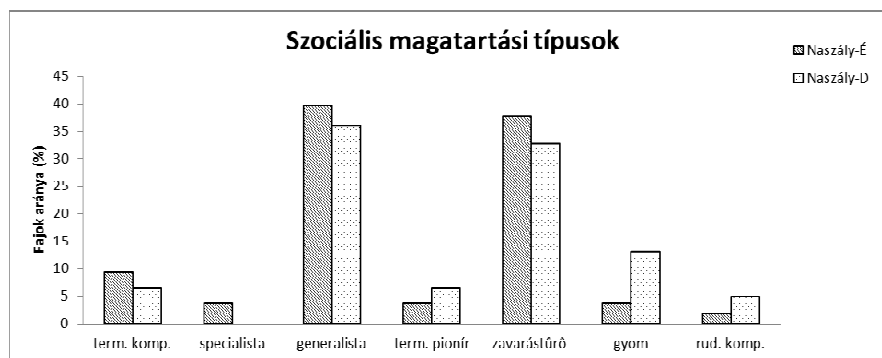
7. ábra A növények hőigénye az északi és déli kvadrátokban  
Figure 7. Thermal preference in the northern and in the southern quadrats

Az életforma vonatkozásában a hemikryptophyták dominálnak az északi és a déli oldali gyepekben egyaránt (É-76% és D-62%), de a déli gyepekben számottevő a therophyták (26%) száma is (8. ábra).



8. ábra A növények életforma eloszlása az északi és déli kvadrátokban  
 Figure 8. The distribution of life forms in the northern and in the southern quadrats

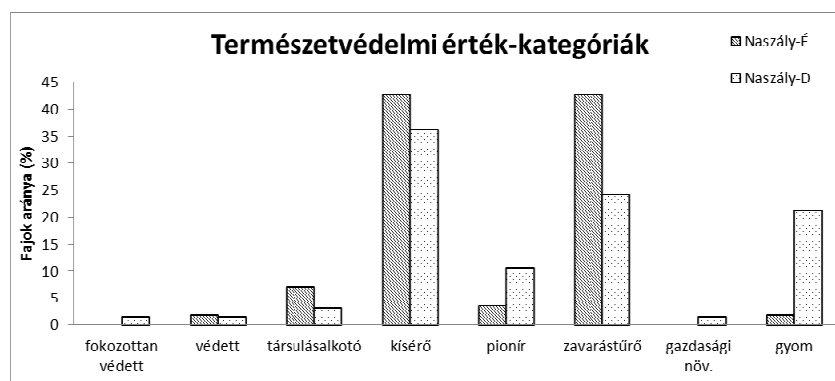
A fajok szociális magatartási típusok szerinti megoszlása mindkét helyen hasonló képet adott, viszonylag azonos arányban a generalista (É-40% és D-36%), illetve zavarástűrő fajok (É-38% és D-33%) uralkodnak, emellett a déli oldalon a gyomok aránya jelentősen magasabb, mint az északi területen (9. ábra).



9. ábra A növények szociális magatartási típusainak eloszlása az északi és déli kvadrátokban  
 Figure 9. Social behavioral style of plants in the northern and in the southern quadrats

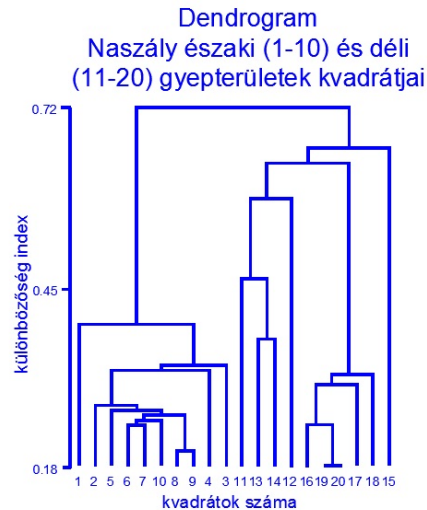
A természetvédelmi kategóriák eloszlása azt tükrözi, hogy a kísérő fajok (É-43 és D-36%) és a zavarástűrő fajok (É-43% és D-24%) dominálnak, illetve a déli területen magas a gyomok aránya (21%) (10. ábra).

A faji összetétel vizsgálata azonban azt támasztja alá, hogy a két vizsgálati hely korántsem olyan hasonló, mint ahogyan azt az utóbbi két attribútum vizsgálata mutatja. A déli fragmentum területen sok olyan faj található, ami az északi területeken hiányzik, a védett növények közül pl. budai imola (*Centaurea scabiosa* subsp. *sadleriana*) és pusztai árvalányhaj (*Stipa pennata*). Az északi oldalról védett északi galaj (*Galium boreale*) került elő.



10. ábra A növények természetvédelmi érték-kategóriák szerinti eloszlása az északi és déli kvadrátokban  
 Figure 10. Categories of conservation-value of plants in the northern and in the southern quadrats

A klaszteranalízis kimutatta, hogy a déli és északi területek kvadrátjai elkülönülnek, önálló társulásokat alkotnak. A déli területek kvadrátjai között magasabb szinteken találhatóak a kapcsolódások, tehát nagyobb az egyes kvadrátok között a fajösszetételben a különbség, azaz kevésbé egyöntetűek (11. ábra).



11. ábra Dendrogram (1-10 - északi oldal, 11-20 - déli oldal)  
Figure 11. Dendrogram (1-10 – northern side, 11-20 – southern side)

## A tájhasználati és a társulásszerkezeti változások tendenciáinak összefoglalása, következtetések

### Területi változások

Az általam vizsgált Naszály hegy környéki területen a gyepterületek az utóbbi 230 évben jelentősen átalakultak. Az 1700-as évek végén a térséget 72%-ban erdőterületek, 15%-ban szőlőültetvények, 6%-ban szántók foglalták el, a gyepterületek csupán a Gyadai-réten és a vízfolyások mentén, keskeny sávban fordultak elő, területi részesedésük mindössze 6%-os volt. A 19. század közepén ez a részarány 9%-ra nőtt, mivel a Gyadai-réten a korábban ábrázolt keskeny sáv kiterjedt, illetve a Naszály hegy hegytetői régiójában is látható gyepterület. A 20. században az északi gyepterületek közel változatlan formában maradtak fenn. Gyadai-rét művelési ága az utóbbi több mint 200 évben alig változott, csupán egy részén az 1990-es évektől jelentek meg kisebb szántóföldi művelésű foltok. A déli hegylábi területek művelési ágai azonban teljesen átalakultak és a terület fragmentálódása következett be. Míg a 18. században a szőlő aránya 15% volt, ami 19. század közepére tovább nőtt 19%-ra, addig a 20. század végére ezek a szőlőterületek szinte teljesen eltűntek, és a felhagyott szőlőterületek nagy részén gyepterületek alakultak ki, így a gyepterületek részaránya a vizsgált térségben 21%-ra nőtt. Ezzel párhuzamosan a volt szőlőterületek helyét kisebb részben szántók, kertek, erdőfoltok foglalták el, illetve a bányaművelés következtében a növényzettel nem borított területek 9%-ot tettek ki. Ez utóbbi területek részaránya a 21. század elején sajnálatos módon 21%-ra ugrott, mellyel egy időben – az erdőterületek növelése érdekében – intenzív erdősítést hajtottak végre. Mindez azt eredményezte, hogy a déli hegylábi gyepterületek szinte teljesen eltűntek, mivel erdősítésre kerültek, illetve a jelenleg bányaterületen fekvő 1%-os arányú gyepterületet is megsemmisülés fenyegeti.

## A gyepek szerkezetének, összetételének alakulása

Az északi, nagyobb kiterjedésű, természetvédelmi oltalmat élvező felhagyott (nem kaszált) gyepterület és a déli, regenerálódó szőlők helyén kialakult gyep fragmentum fajösszetétele nagymértékben különbözik. A hőigény és nedvességigény vonatkozásában a déli területek melegebb és szárazabb adottságai rajzolódni kezdnek. Az északi oldalon a mérsékelt száraz és mérsékelt üde kategóriába került a legtöbb faj, míg a déli vizsgálati kvadrátok növényeinek igénye száraz, illetve mérsékelt száraz, és ott több szubmediterrán és mediterrán klímát kedvelő faj is megjelent. A fellelt növényfajok hő- és nedvességigény mutatói indikátorai a Naszály északi és déli oldalán jelentkező környezeti tényezők különbözőségének. Az eltérő körülmények más-más fajok tenyészésének kedveznek, ezért a déli oldalon bányászat, erdősítés és területi fragmentáció által veszélyeztetett gyepekben előforduló értékes, specialista fajok védelme nem megoldott. A fennálló védett területi hálózat ugyanis nem megfelelő arányban képviseli a régió természeti értékeit, mivel a déli, kis gyepfragmentumokat természetvédelmi intézkedés nélkül megszűnés fenyegeti (nem kompenzálható az északi területek védelmével), ami a biodiverzitás jelentős csökkenését eredményezné.

A déli területeken a therophyták nagyobb aránya – amelyek esetünkben többnyire perzisztens magbankú gyomfajok képviselői – jelzi a területi fragmentáció fajösszetétel befolyásoló hatását. A therophyták egyévesek, áttelelő szervük a mag. A perzisztens magbank esetén a magok egy része 1 évnél tovább életképes (akár 100 évig is), míg a tranzienst magbanknál ez az időszak 1 évnél kevesebb. Ennek természetvédelmi szempontból az a jelentősége, hogy a perzisztens gyomoknak nagyobb a túlélőképessége. Emellett perzisztens magbankja általában apró magvú fajoknak van, az apró magvak pedig könnyen terjednek (CSONTOS 2001).

A szociális magatartási típusok csoportrészesedéseinek megoszlása mindkét mintavételi helyen hasonló, nagyobb különbség a gyomok kategóriájában mutatkozik. A fajkészletből legnagyobb mértékben részesedő, azaz leggyakoribb csoportot a generalista és a zavarástűrő fajok alkotják, melyek együttesen a teljes fajkészlet 69% (déli), illetve 78%-át (északi) teszik ki. Jelentősebb, 7% (déli) és 9% (északi) közötti értékkel vannak jelen a kompetitorok, illetve a déli területen a gyomok (13%) és a természetes pionírok (7%). A többi magatartási típus aránya 5% alatti. A ruderalis csoportok magas aránya alátámasztja, hogy a területek antropogén hatás alatt állnak, a déli mintavételi helyen a gyomok magas száma valószínűleg összefügg a művelési ágak változásával és a területi fragmentációval. Viszont a kompetitorok 10% közeli aránya azt bizonyítja, hogy az értékesebb növényfajok is megtalálják az életfeltételeiket mindkét vizsgált területen. A természetvédelmi érték kategóriák elemzése alapján mindkét területen a természetes kísérőfajok és a zavarástűrők vannak jelen a legnagyobb arányban, a déli területen jelentős a gyomok száma. Mindez azt mutatja, hogy a területek emberi hatás alatt állnak, a déli területek jobban, mint az északiak. Emellett azonban a természetvédelmi értéket képviselő fajok is megtalálhatók a hegy mindkét oldalán található gyepekben. A gyomok arányának megnövekedése a déli területeken valószínűleg összefügg azon területek fragmentációjával.

A déli gyepterületeket fragmentáció és bányaművelés következtében genetikai és szerkezeti leromlás, illetve megszűnés is fenyegeti. A szerkezeti romlás már most tükröződik abban, hogy a klaszterezés eredményeképpen a déli kvadrátok kevésbé egyöntetűek, ami jelen esetben nem a természetes foltosságot és ezzel a biodiverzitás növekedését jelenti, hanem éppen ellenkezőleg, az élőhelyfoltok olyan heterogenitását, ahol a különböző kvadrátokban egyes gyomnövények nagyobb mértékben felszaporodtak.

A Naszály hegylábú gyepek közül a déli területeken fekvők a területeik csökkenése és fragmentációja következtében veszélyeztetettek. Mivel nagy részük jelenleg intenzív

erdősítésre szánt, illetve bányaterületen található és nem védett, ezért nincs biztosítva számukra megfelelően a túlélés és a biodiverzitás fenntartása, ezért megőrzésük fontos természetvédelmi feladat. Láthattuk fentebb, hogy védett és magas természetvédelmi értékű fajok még előfordulnak a déli kvadrátokban, pl. kifejezetten a déli területek jellegzetessége a pusztai árvalányhaj (*Stipa pennata*), melyek állományai védelmi intézkedéssel még megóvhatók lennének.

## Köszönetnyilvánítás

Köszönöm a kutatásban nyújtott segítségét és szakmai támogatását Dr. Penksza Károlynak, a SZIE Növényteni és Ökofiziológiai Intézet Növényteni Tanszék tanszékvezetőjének

## Irodalom

- ÁNGYÁN J., TARDY J., VAJNÁNÉ MADARASSY A. 2003: Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- BAKKER J. P. 1989: Nature management by grazing and cutting. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.
- CSONTOS P. 2001: A természetes magbank kutatásának módszerei. Scientia Kiadó, Budapest p.155.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA FKI, Budapest.
- DROBNIK, J., RÖMERMANN, C., BERNHARDT-RÖMERMANN, M., POSCHLOD, M. 2011: Adaptation of plant functional group composition to management changes in calcareous grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 145: 29–37.
- ERIKSSON, O., COUSINS, S. A. O., BRUUN, H. H. 2002: Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Skandinavia. *Journal of Vegetation Science* 13: 743–748.
- FEKETE G., VIRÁGH K. 1982: Vegetációdinamikai kutatások és a gyepek degradációja. *MTA Biol. Oszt. Közlem.* 25: 415–420.
- GROSS N., BLOOR J.M.G., LOUAULT F., MAIRE V., SOUSSANA J. F. 2009: Effects of land-use change on productivity depend on small-scale plant species diversity. *Basic and Applied Ecology* 10: 687–696.
- HABEL J. C., DENGLER J., JANIŠOVÁ M., TÖRÖK P., WELLSTEIN C., WIEZIK M. 2013: European grassland ecosystems: Threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity & Conservation* 22: 2131–2138.
- Herczeg E., Pottyondy Á., Penksza K. 2005: Cönológiai vizsgálatok eltérő gazdálkodású dél-tiszántúli löszgyepekben. *Tájökológiai Lapok* 3: 259–265.
- Horváth F., Dobolyi Z. K., Morschhauser T., Lőkös L., Karas L. és Szerdahelyi T. 1995: Flóra adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum állomány. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- KALIGARIČ, M., CULIBERG M., KRAMBERGER B. 2006: Recent vegetation history of the north Adriatic grasslands: expansion and decay of an anthropogenic habitat. *Folia Geobotanica* 41: 241–258.
- KELEMEN J. 1997: Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- KERTÉSZ Á. 1988: A Dunakanyar-hegyvidék természeti környezetpotenciáljának mezőgazdasági és idegenforgalmi szempontú értékelése. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- KIRÁLY G. (SZERK.) 2009: Új magyar fűvészkönyv Magyarország hajtásos növényei Határozókulcsok Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság. Jósvalfő.
- KIRÁLY G., VIRÓK V., MOLNÁR V. A. (SZERK.) 2011: Új magyar fűvészkönyv Magyarország hajtásos növényei Ábrák Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság. Jósvalfő.
- KUN A. 1998: Száraz gyepek Magyarországon. In: KISZEL V. (szerk.). Természetvédelem területhasználók számára. Göncöl Alapítvány. Vác.
- SOONS, M.B., MESSELINK, J. H., JONGEJANS, E., HEIL, D G.W. 2005: Habitat fragmentation reduces grassland connectivity for both short-distance and long-distance wind dispersed forbs. *Journal of Ecology* 93: 1214–1225.
- PENKSZA K., TASI J., SZENTES SZ. 2007: Eltérő hasznosítású dunántúli-középhegységi gyepek takarmányértékeinek változása. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 5: 26–33.
- PINTÉR B., TÍMÁR G. (SZERK.) 2010: A Naszály természetrajza. DINP Ig., Budapest.
- PODANI J. 1993: SYN-TAX-pc: computer programs for multivariate data analysis in ecology and systematics: version 5.0: user's guide. Scientia Kiadó, Budapest.
- PODANI J. 1997: Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe. Scientia Kiadó, Budapest.
- REICZIGEL J., HARNOS A., SOLYMOSSI N. 2007: Biostatisztika nem statisztikusoknak. Pars Kft., Nagykovácsi.



- RÉV SZ., MARTICSEK J., FÜLÖP GY. 2008: Természetvédelmi szempontú gyephasznosítás. Duna-Ipoly Nemz. Park Ig., Budapest.
- SIMON T. 1992: A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest.
- TARDY J. (szerk.) 1994: Természetvédelem KTM, Budapest.
- VALKÓ O., TÖRÖK P., MATUS G., TÓTHMÉRÉSZ B. 2012: Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? *Flora* 207: 303–309.
- VIRÁGH K., HORVÁTH A., BARTHA S., SOMODI I. 2006: Kompozíciós diverzitás és términtázati rendezettség a száalkaperjés erdős sztyepprét természet közeli és zavart állományaiiban. In: MOLNÁR E. (szerk). Kutatás, oktatás, értéktéremtés. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- HTTP 1: [http://zsigmondy.ingyenweb.info/vakterkep/magyarorszag\\_vizrajza.bmp](http://zsigmondy.ingyenweb.info/vakterkep/magyarorszag_vizrajza.bmp)
- 1783–1786. Első katonai felmérés
- 1806–1869. Második katonai felmérés
- 1872–1884. Harmadik katonai felmérés
- 1872–73, felújítva, javítva 1953. Topográfiai térkép. M=1:25.000. Magyar Néphadsereg Vezérkari Főnöksége
1959. Topográfiai térkép. M=1:25.000. Magyar Néphadsereg Vezérkari Főnöksége
1979. Topográfiai térkép. M=1:25.000. Magyar Néphadsereg Vezérkari Főnöksége
1987. Topográfiai térkép. M=1:25.000. Magyar Honvédség Vezérkara
1964. Topográfiai térkép. M=1:10.000 Állami Földmérési és Térképészeti Hivatal
1993. állapot, 2002-ben digitalizált topográfiai térkép M=1:10.000 FVM Földügyi és Térképészeti Főosztály
2000. Ortofotó. FÖMI
2005. Ortofotó. FÖMI
- 2009–2010. Google Föld
2011. Vác Településszerkezeti Terve M=1:14000. Urbanitas Tervező és Tanácsadó Kft., Bp.

## LANDSCAPE-HISTORY OF GRASSLANDS SURROUND THE NASZÁLY AND THE EXAMINATION OF THEIR NATURAL STATUS

Zs. Fehér

Szent István University, Institute of Botany and Ecophysiology, Department of Botany  
Páter K. u. 1. H-2100 Gödöllő, Hungary, e-mail: feherzsofia@invitel.hu

**Keywords:** land use, biodiversity, conservation

Change in the regional land use, the fragmentation of areas cause changes in composition of species at our grasslands, result in a reduction in the diversity and endanger the viable populations. During the grassland planning it is important to know the landscape history of grasslands and need to examine what characterizes their store of species and their structure in their actual condition. With this survey, I aim to assess the nature protection values and the structure of the grasslands around the hill „Naszály”, to contribute to enhance the landscape protection management of the region by revealing the role of the landscape heritage and the natural environmental impacts, and to draw the attention to the tendencies that are important in respect of the nature and landscape protection. I have demonstrated by analysis of the landscape-history, that while at the northern hill foot grasslands remained unchanged in the last more than 200 years and are up to now protected, at the areas of southern hill foot the cultivation branches change constantly and up to now the grasslands have fragmented and their subsistence is endangered. The coenological samplings data of southern and northern hill foot areas – which were studied by ecological parameters and clusteranalysis – have confirmed that in the store of species in the southern area is experienced running down, the anthropogenic disturbance is more pronounced in their structure than in the northern area. At the southern side of Naszály the grasslands, which are situated on area of mine or are wanted to plant with trees, aren't protected, their survival and the maintenance of their biodiversity isn't provided, therefore it is need to increase the efficiency of the conservation management at the southern hill foot by the protection of new areas.



## VÍZJÁRTA TERÜLETEK TÁJHASZNÁLATÁNAK ANOMÁLIÁI A DUNA-TISZA KÖZI SÍKVIDÉK KÖZÉPSŐ RÉSZÉN

DÓKA RICHÁRD

Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság  
6000 Kecskemét, Liszt F. utca 19., e-mail: [dokarichi@gmail.com](mailto:dokarichi@gmail.com)

**Kulcsszavak:** időszakosan vízjárta területek, vizes élőhelyek, tájhasználati anomáliák, művelésre való alkalmasság, környezeti kockázat, felszínborítás-változás, tájtörténet

**Összefoglalás:** Az időszakosan vízjárta területek kiemelt ökológiai jelentőségű vizes élőhelyeként is megjelenhetnek, de a gazdálkodási és a települési-infrastrukturális területhasználatok szempontjából káros víztöbbletek előfordulási helyei is egyben. A vizes élőhelyek védelmi igénye mellett különféle (szántógazdálkodási, szőlőművelési, beépítési stb.) céllal a tájátalakítás szándéka is gyakran felmerül a több-kevesebb rendszerességgel vízzel borított térszíneken, ami különösen figyelemre méltó a korlátos hasznosíthatóság miatt. Az ökológiai szempontból nem megfelelő hasznosítást tájhasználati anomáliának tekintjük, melyet térinformatikai módszerrel tártunk fel a Duna-Tisza közti síkvidék középső részén. Napjaink vízjárta területeket érintő tájhasználati anomáliáinak bemutatása mellett arra is választ kerestük, hogy a múltban jelentkeztek-e, és ha igen, milyen mértékben ezek az anomáliák. Az időszakosan vízjárta területeken jelentkező felszínborítási változásokat történeti és mai térképek, ortofotók, valamint ingatlan-nyilvántartási adatbázisok felhasználásával elemeztük a 19. század végétől napjainkig. 25×25 km-es kutatási területünk jelentős része a befoglaló tájnak, ezért az erre a területre jellemző megállapítások nagyobb területre is vonatkozathatók. Tanulmányunk célja a fentiekén túl, hogy megerősítse azt a szemléletet, amely a vízjárta területeken a vizes élőhelyek megőrzését tekinti elsődleges társadalmi feladatnak, és felhívja a figyelmet arra, hogy a gazdálkodási célra átalakított, elpusztult növényzetű területeken is számolni kell a talaj túlnedvesedett állapotával, a felszíni víz gyakori megjelenésével, ezáltal a tájhasználat korlátosságával. Eredményeink alapján már a történelmi múltban is nem ritkán fennálltak a vízjárta területeket érintő tájhasználati anomáliák és azok a táj fokozódó antropogén átalakításával párhuzamosan gyakoribbá váltak. Az átalakítási módok közül kiemelkedik a szántóművelés, mely amellest, hogy a vizes élőhelyek, gyepek feltörése révén jelentős ökológiai kárt okoz, a belvízveszély miatt hosszú távon ésszerűtlen is. Napjainkban a vízjárta területeken a feltöltések vagy a földkitermelések után gyakran lakóépületek, építmények és vízellátási építmények jelennek meg, míg az erdősítés és a gyümölcsültetvények létesítése alárendeltebb jelentőségű a vizes élőhelyek átalakítása szempontjából és csak elvétve fordul elő.

### Bevezetés

A felszíni vizek a közzvélekedésben gyakran vízszegénynek tekintett Duna-Tisza közti hátságon is meghatározó szerepet játszanak a társadalom életében, a tájkép, a tájszerkezet, valamint az élővilág életkörülményeinek alakításában. A tavak, mocsarak, lápok, kisebb erek, egyéb vizenyős területek évszázadokon keresztül a halászat, pákászat, csikászat, nádgazdálkodás, természetkímélő gyepgazdálkodás és építőanyag-beszerezés, valamint egyéb népi haszonvételek térségei, vészterhes időkben a lakosság búvóhelyei, vagy – békésebb időkben – fürdőhelyei voltak.

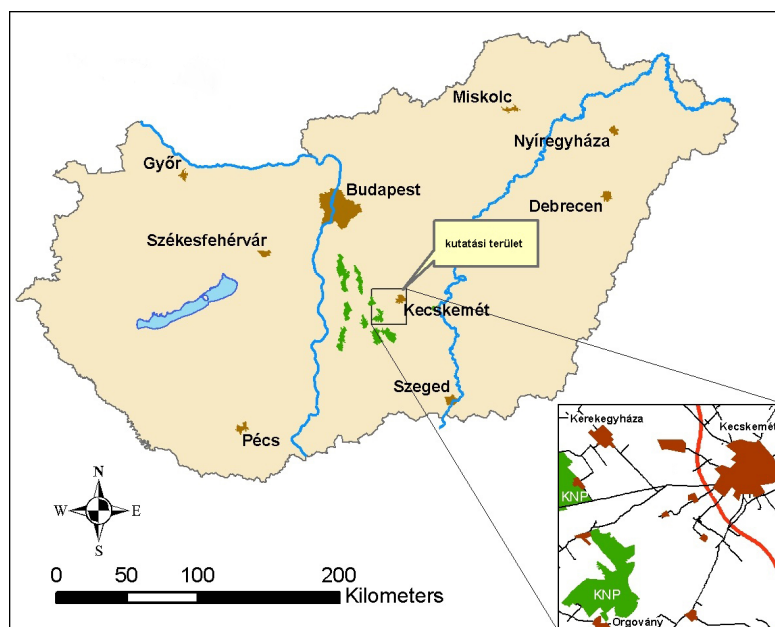
A változó társadalmi-gazdasági körülményeknek megfelelően a vízállásos, vízjárta területek társadalmi megítélése is megváltozott. A területhasználat több formáját (pl. szántógazdálkodás, beépítés) a felszínen megjelenő víz akadályozza, illetve korlátozza, ezért a folyóvölgyek (Duna, Tisza árterei) lecsapolása mellett a hátsági vizek lecsapolása is napirendre került a 20. század közepén. Ma a legtöbb vízjárta, vizenyős terület csatornázott, a nagyobb kiterjedésűek belvíztározóként szerepelnek a vízügyi nyilvántartásban. Az éghajlatmódosulás, a lecsapolások és egyéb antropogén hatások közös eredőjeként az 1970-es évek végétől a talajvízszint mélyebbre süllyedt a térségben (MAJOR és NEPPEL 1988, PÁLFAI 1994), a vízjárta területeken a vízborítások kiterjedése és ideje lecsökkent, vízállások tűntek el, illetve ökológiai károsodtak (IVÁNYOSI és SZABÓ 1994).

Ugyanakkor, a természetben okozott károk ellenére a vízjárta területek döntő része még ma is olyan vizes élőhelyet jelent, ahol az élővilág értékes elemeivel, nagy fajgazdagságban, természetes vagy természetközeli állapotban van jelen, ezért természetvédelmi oltalom alatt áll, nemzeti parkhoz (Kiskunsági Nemzeti Park), ex lege védett láphoz, szikes tóhoz tartozik. Jelentőségüket bizonyítja, hogy a Duna-Tisza közén máig fennmaradt természetközeli élőhelyek több mint háromnegyed részét a vizes vagy víz által befolyásolt élőhelyek adják (BIRÓ 2006).

A vízjárta térszínek talajainak gyakori víztelítettsége, vizenyősödése és a felszín huzamosabb idejű (legalább néhány hétig tartó) időszakos vízborítottsága rendszeresen megjelenő, természetes állapotnak tekinthető. A vízborítások többszöri jelentkezését a történeti térképek is alátámasztják. A felszíni vizek egy része – adott éven belül – állandó vízborítású volt a múltban és kis vízszíningadozás mellett több éven keresztül, tartósan fennmaradhatott (jellemzően a mocsarak, lápok), míg más részük csak időszakosan jelentkezett (a szikes tavak többsége).

A korlátozott mezőgazdasági termelési feltételeknek megfelelően ezek a helyek főként a vízborítás (nádas, mocsár, tó stb.) és a gyep (rét, legelő) felszínborítási kategóriákba sorolhatók, azonban mind gyakrabban találkozhatunk olyan tájhasznosítási formákkal, felszínborítási kategóriákkal (pl. szántó, beépített terület) is, melyek a vízborítottsággal nem, vagy csak erőltetett módon egyeztethetők össze, és a vizes élőhelyek átalakításával járnak együtt. Ezt a tájhasznosítás-átalakulási, felszínborítás-változási folyamatot a vizes élőhelyek szárazodása, az átlagos talajvízszint mélyebbre süllyedése is segíthette (BIRÓ 2011, BIRÓ et al. 2013). A tapasztalatok szerint a „belvízi elöntésekből” származó „környezeti kockázatok” azonban nem szűntek meg, a csapadékosabb időszakokban ismét tartósan jelennek meg a felszíni vízborítások. A korlátos hasznosíthatósági lehetőségek és a kockázatok miatt ma Magyarországon jogszabály (83/2014. [III. 14.] Korm. rendelet) mondja ki, hogy a vízjárta területeket a településszerkezeti tervekben és a helyi építési szabályzatban fel kell tüntetni, illetve a jogszabály értelmében rajtuk csak a tulajdonos vagy a használó saját felelősségére történhet mezőgazdasági hasznosítás.

A Kecskemét térségében található, 25×25 km-es kutatási területünk vizsgálata során a vízjárta területek felszínborítás-változásainak térinformatikai elemzését tűztük ki célul a 19. század végétől a napjainkig terjedő időszakot felölelően (1. ábra).



1. ábra A kutatási terület elhelyezkedése  
Figure 1. The location of the study area

A mintaterület kiválasztásának szempontja volt, hogy dinamikusan és lassabban változó, illetve városi, városperemi és vidéki tájtípussal egyaránt jellemezhető területeket is magába foglaljon. A kutatás során választ vártunk arra a kérdésre, hogy időben hogyan és milyen mértékben változott a vízjárta területek felszínborítása? Milyen új, az adottságoknak és ökológiai szempontoknak nem megfelelő felszínborítási kategóriák váltották fel a korábbiakat? Veszélyeztetik-e napjainkban ökológiai szempontból nem megfelelő tájhasználatok a védett és védendő vizes élőhelyeket?

### **Anyag és módszer**

#### **Kutatási terület rövid jellemzése**

A kutatási terület a Duna-Tisza közén, a természeti tájak rendszertani felosztása szerint (MAROSI és SOMOGYI 1990) a Duna-Tisza közti síkvidék középtáján belül foglal helyet. A mintaterület kiválasztásának szempontjainak megfelelően Kecskemét folyamatosan terjeszkedő, zárt beépítésű településtest, átalakuló peremzónája és az agrárdominanciájú falusias térségek mellett a sűrűn és ritkábban tanyásodott térségeket, valamint a Kiskunsági Nemzeti Parkhoz tartozó természetes-természetközeli területeket egyaránt megtaláljuk a vizsgált tájrészletben. A középtájat felépítő kistajak közül része a Kiskunsági-homokhát, a Bugaci-homokhát és a Kiskunsági löszös hát is. Középtáji szinten – a főbb jellemvonások tekintetében – viszonylag egységes a kutatási terület: hátsági helyzetű, eolikus (futóhomok, lösz, homokos lösz, löszös homok) és tavi üledékes kőzetekkel (karbonátiszap, tavi aleurit) fedett síkságról van szó (FDT100, Gyalog és Sikhegyi 2005). Kistáji szinten a felszíni üledékek dominanciaviszonyai változnak a földrajzi nevekben szereplő üledéktípusok szerint. A vízjárta területeket jelentő, vizes élőhelyeket magukban foglaló medencék és rossz lefolyású térszínnek különböző származásúak, főként deflációs medencéket, laposokat, ritkábban szuffóziós eredetű sztyepptalakat találunk itt. A tengerszint feletti magasság 102–103 méter és 134–135 méter (Btf.) között változik a kutatási területen. A hátsági helyzetből és a felépítő impermeábilis üledékekből következően a térség a talajvíz betáplálási területe, ahol a magasabb térszínnek felől a lokális mélyedések felé szivárog a talajvíz. 1970–71-ben mért talajvízértékek alapján a vízjárta laposok átlagos nyugalmi talajvízszintje a felszíntől mérve 2 méterrel belül húzódik, a lösz- és a homokhátas síkok talajvize általában közepes mélységű (2–4 m között), míg a homokbuckásokban akár 6 méternél is mélyebben található (KUTI 1981, 1989). A vízhatás alatt a mélyedésekben hidromorf talajtípusok alakultak ki, melyek közül a kutatási területre a lápos réti, a típusos réti, a szolonyeces réti típusok, továbbá a szoloncsákok és a szoloncsák-szolonyecsek a jellemzőek (AGROTOPO Adatbázis, MTA TAKI 1994). A hátsabb vagy buckás tájrészekben előforduló főbb talajtípusok: a futóhomok, a humuszos homok, a csernozjom jellegű homok, az alföldi mészlepedékes csernozjom és a mélyben szolonyeces réti csernozjom. A többé-kevésbé zárt medencékben megjelenő felszíni víz édesvízű mocsarakat, lápokot, szikes tavakat, vizenyős réteket éltet. A legkiterjedtebb vizes élőhelyek az Ágasegyházi-rét, az Orgoványi Nagy-rét, a Kondor-tó, a Hosszú-rét, a Csíraszék, a Matkói-tó, a Bogárzó, a Szívós-szék és a Hattyú-szék.

#### **A vízjárta területek sajátosságai**

Az időszakosan vízjárta és a tartósan vízzel borított területek a többé-kevésbé zárt, lefolyástalan vagy rossz lefolyású lokális mélyedésekben (kutatási területünkön általában állóvizek medrei) fordulnak elő, ahol a felszín közelében húzódó talajvíz rendszerint tavasszal a felszínre jut és a talaj víztelítettségét okozza. Ebben az esetben az állandó vízborítású területek mellett időszakos vízállások is jelentkeznek. A térség állandóbb vizű, éveken

átnyúlóan is meglévő vizek mára már jórészt időszakossá váltak vagy vízviszonyaik, így vízforgalmuk is jelentősen megváltozott, köszönhetően a vízrendezéseknek, a szárazodást előidéző egyéb antropogén hatásoknak és a megváltozott klímakörülményeknek.

A vízborítások kialakulása a mélyedésekben a múltban az éghajlati körülmények által szabályozott, ismétlődő folyamat volt, amellyel, hogy a medrek tartósan száraz időszakokban néha akár több évre is kiszáradhattak. A rendszeresen és tartósan fellépő vízhatás eredményeként, mely a talaj víztelítettségében és felszíni vízborításban nyilvánul meg, a vízjárta térszíneken hidromorf talajok és vizes élőhelyek jöttek létre.

A vízjárta területek általában természetes-természetközeli vegetációval fedettek, de – miként tanulmányunkban is rámutatunk – lehetnek pl. beszántással átalakítottak és mesterséges felszínborításúak is. A vízjárta térszíneken jellemző vizes élőhelyek kutatási területünkön is olyan természeti egységeket jelentenek, ahol a felületarányos átlagos vízmélység – középvízállás esetén – a két métert nem haladja meg, illetve ahol olyan hidromorf talajok találhatóak, amelyeknek felső rétege tartósan, vagy legalábbis hosszabb időtartamig vízzel átitatott (DÉVAI et al. 1992).

Elemzésünk során nem teszünk különbséget a vízborítás tartóssága (időszakos, állandó), a vízforgalmi sajátosságok (ingadozó, átmeneti, stabil), a növényzeti borítottság mértéke (tó, fertő, mocsár, láp), az élőhely típusa (szikések, édesvízi mocsarak, nedves gyepek stb.) vagy egyéb más szempont pl. a hagyományos vízügyi osztályozás (tó, illetve vizenyős terület, mocsár) szerint. Tekintettel arra, hogy az ilyen szempontú vizsgálatok más megközelítést és sajátos módszertan alkalmazását igényelik, valamint további források bevonását, újabb adatbázisok építését is szükségessé teszik, különálló kutatások keretében javasolt ezek elvégzése.

A továbbiakban rokon értelműként használjuk a földtudományi megközelítésű vízjárta terület, az ökológiai szemléletet tükröző vizes élőhely, a vízállás, a vizenyős terület és a felszíni vízborítás kifejezéseket. Az elemzés alapjául szolgáló adatbázisban ezek egységesen, természetes vízborítás néven, más felszínborítási típustól elkülönített felszínborítási kategóriaként jelennek meg. Az adatbázis azokat az egybefüggő vízborítású területfoltokat tartalmazza, mely a forrástérképeken feltüntetett határvonal mentén földrajzilag pontosan elhatárolhatóak. (Nem képezték az elemzés tárgyát a kisebb foltokban jelentkező és pontosan nem elkülöníthető vizenyős gyeprészek és a tágabb értelmű belvizek azon területfoltjai, melyek a rendszeresen vízjárta térszíneken kívül fordulnak elő.)

Többnyire az elöntéssel, vízzel telített talajjal jellemezhető belvizes területek közé sorolják be a természetes-természetközeli növényzetű vizes élőhelyeket is, annak ellenére, hogy ezeken a területeken a felszíni víz jelenléte nem káros, hanem – épp ellenkezőleg – ökológiai szempontból elengedhetetlen. Ugyanakkor a belvizek gyakran hangoztatott káros volta mellett, vízgazdálkodási szempontból hasznos természetes vízkészletet is jelent (RAKONCZAI et al. 2011). A vízjárta területek és a vizes élőhelyek a belvízzel érintett területekkel összehasonlítva szűkebb elterjedésűek, ugyanis kialakulásuk szigorúbb természeti feltételekhez kötött. Rajtuk a vízborítás és a talaj víztelítettsége sohasem egyedi, vagy ritka jelenség, hanem rendszeresen visszatérő, általános sajátosság. A belvizek viszont nemcsak hidromorf talajon, vagy jól körülhatárolható mélyedésben jelenhetnek meg, hanem különleges időjárási feltételek esetén szokatlan helyeken (pl. intenzív eső után homokon vagy fagyott talajon) is (RAKONCZAI et al. 2011). A vízjárta területek és a vizes élőhelyek visszatérő, rendszeresen elöntését hidromorf talajuk és – a Duna-Tisza közti hátságán már egyre ritkábban – higrofil növényzetük bizonyítja.

## Térképi és egyéb adatforrások, az adatfeldolgozás menete

A kutatási terület öt különböző idősíkra vonatkozó felszínborítási térképét történeti és mai térképek, ingatlan-nyilvántartási adatbázisok felhasználásával, térinformatikai szoftver (ArcGIS 9.3) segítségével rajzoltuk meg. A III. katonai felmérés térképei (a 19. század vége), a II. világháború időszakából származó (1940–1944) ún. Egységes korszerű csapattérképek (GÁBOR 1979), az ún. Újfelmérés térképei (1953–1959), valamint az EOTR topográfiai térképek (1992, 1996) négy idősíki felszínborítást tükröznek (HIM 1881–1883., 1941, 1957–1959, FÖMI 1992–1996). Az ötödik idősíkot a 2008-ból származó külterületi és belterületi vektoros ingatlan-nyilvántartási adatbázisok (KÜVET, BEVET) képezik (FÖMI 2008). Az első négy idősíki esetben a térképi határvonalak vizuális interpretációjával felszínborítási típusokat különítettünk el, melyek a különböző idősíkokat átfogóan egységes kategóriarendszert alkotnak, és ezekhez vektoros adatbázisokat készítettünk. A terület hét felszínborítási típusa: 1. szántó, 2. rét, legelő, cserjés gyepek 3. természetes erdő, kultúrerdő, faültetvény, zárt cserjés stb. 4. szőlő, gyümölcsös, kert 5. település, egyéb beépített terület 6. természetes vízborítás 7. mesterséges állóvíz. A KÜVET, BEVET ingatlan-nyilvántartási adatbázisok attribútum- és geometriai adatait ennek az egységes felszínborítási kategóriarendszernek megfelelően alakítottuk át átosztályozással, összevonással. Ezután az öt vizsgált idősíki vektoros térinformatikai adatbázisát raszteres adatbázisává konvertáltuk 10, 25, 50, 100 és 200 méteres cellafelbontással.

A felszínborítások térképi adatbázisait a természetes vízborítások adatbázisával vetettük össze. A természetes vízborítások térképeként (2. ábra) elnevezett térinformatikai állományt a fenti időszakokból származó felszínborítás-térképek 6. típusába (természetes vízborítás) eső területek celláinak térinformatikai egyesítésével képeztük. Szabályként alkalmaztuk minden esetben, hogy csak a határvonallal körberajzolt és teljes egészében vízborításosként értelmezhető területeket digitalizáljuk és tekintjük felszíni vízborításokként definiálnak. Ennél fogva térképünk nem az abszolút kiterjedésben ábrázolja a felszíni vízborításokat, hanem a forrástérképekről biztosan interpretálható vízborítás-foltok elterjedését mutatja közelítően az abszolút kiterjedéshez.

A természetes vízborítások térképe mellett megszerkesztettük a hidromorf talajú területek térképét (3. ábra) is. Ezt a térinformatikai állományt a Kreybig-féle Átnézetes Talajismereti térképezés szkennelt térképlapjainak (M=1:25.000) általunk végzett georeferálásával, vizuális interpretációjával alkottuk meg (MAGYAR KIRÁLYI FÖLDTANI INTÉZET 1942). A térképlapokon „időszakosan vízállásos, vízjárta területként” megjelenő területfoltokat digitalizáltuk és konvertáltuk vektoros állománnyá. A Kreybig-féle térképlapok térinformatikai célú felhasználásának úttörő bevezetése, rendszerbe foglalása és a rendszer továbbfejlesztése az MTA ATK TAKI kutatógárdájának munkája (Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer, SZABÓ et al. 2000, 2005, PÁSZTOR et al. 2006, 2007). Sajátos céljainknak megfelelően térinformatikai állományunkat ettől függetlenül alakítottuk ki. A természetes vízborítások és a hidromorf talajú területek vektoros adatbázisát – a felszínborítási térképek adatbázisainak megfelelően – 10, 25, 50, 100 és 200 méteres cellafelbontású raszteres állománnyá konvertáltuk.

A forrástérképek különböző méretaránya miatt – még a raszteres adatbázissá konvertálás előtt – a Töpfer-féle gyökszabály alkalmazásával a legkisebb méretarányú térkép, a 2. világháború időszakából származó 1:50.000-es topográfiai térkép méretaránya alapján az eltérő méretarányú térképek poligonjainak számát csökkentettük úgy, hogy a levezett méretarányhoz tartozó poligonszámnak megfelelő legnagyobb poligonokat tartottuk meg a kisebbek beolvasztása által. Az így kapott vektoros adatbázisokat konvertáltuk raszteressé.

Az azonos cellafelbontású raszteres állományok egyesítésével öt adatbázist kaptunk. Ezekből idősíkként, leválogatással határoztuk meg azokat a cellákat, ahol valamely

idősíokban természetes vízborítás vagy hidromorf talajú terület mutatkozott és a vizsgált idősíokban ugyanott más típusú, a felszíni vízhatással össze nem egyeztethető felszínborítás, pl. szántó, szőlő, faültetvény, beépítés (1., 3., 4., 5. felszínborítási típus) vagy művi vízelékesítmény, pl. víztározó, horgásztó (7. felszínborítási típus) jelent meg. A 3. típus újabban megjelenő területfoltjait – eltekintve a térség vízjárta térszínein amúgy sem jellemző spontán erdősüléstől – faültetvénynek tekintettük és a terepen vizsgáltuk, hogy vízkedvelő fajok alkotják-e vagy inkább termőhelyidegen telepítésről van szó.

A 2. felszínborítási típus (gyepek) természetes vízborítást követő megjelenése elsősorban a szárazabb időszakokkal, illetve az eredeti térképészeti értékelés szubjektivitásával, pl. a rendszeresen vízjárta vagy csak esőtől nedves terület elkülönítésének nehézségével magyarázható. A vízállás-gyep irányú változás feltevésünk szerint – az esetleges természetességbeli változás ellenére – még mindig természetközeli állapotú gyepphez vezet, szemben a többi esettel, amikor az új típusú területfelhasználás a felszín és a talaj bolygatásával, a természetes vagy természetközeli vegetáció elpusztításával is jár. A felszíni vízborítások eltűnésében, a szárazodás folyamatában az antropogén hatások is szerepet játszanak, de ezt a fajta tájátalakulást nem tekintettük a kutatásunk tárgyának, tekintettel arra, hogy célunk a tájhasználati anomáliák feltárása volt. (A szárazodás témájának szakirodalmá meg lehetőségen kiterjedt, vele számtalan tanulmány foglalkozik közvetlenül is).

### **A tájhasználati anomália fogalmának értelmezése**

Tájhasználati anomáliát a természeti adottságoknak nem megfelelő területhasználat jelent (KERÉNYI és CSORBA 2012). Ebben az értelemben fordul elő esetenként a kifejezés a nemzetközi szakirodalomban is (pl. PEREIRA 1996, WELCH 1996), ahol azonban szintén nem bevett a használata, hanem helyette sokkal inkább a tájhasználati konfliktus terminust alkalmazzák. A két kifejezés nem teljesen szinonim, ugyanis általában tájhasználati konfliktusként definiálnak összefoglalóan minden, a tájhasználatból adódó, tájban megjelenő konfliktust, így a tájlesztetési problémákat és a környezetszennyezési kérdéseket is, sokszor függetlenül az adott hely természeti adottságaitól (CSEMEZ 1996, SZILASSI és POPOV 2014).

A természeti adottságoknak nem megfelelő tájhasználatnak (területhasználatnak) az olyan tájhasználatot tekinthetjük, amely a természeti adottságokból kiindulva észszerűtlen, mivel azok a tájhasználatot nagyban veszélyeztetik, illetve akadályozzák vagy ellehetetlenítik. Ez jelentős anyagi ráfordítást vagy bevételkiesést (veszteséget) is jelent – legalább időlegesen, de gyakran rendszeresen – különösen a környező kedvezőbb természeti adottságú területek hozamaihoz, nyereségeihez illetve beruházási költségeihez viszonyítva. Amennyiben azt vizsgáljuk, hogy egy adott hely természeti adottságainak melyik tájhasználati forma felel meg jobban, nevezhetjük ezt „relatív megfelelésnek”, szemben a csak az adottságok és egy konkrét tájhasználat viszonyát elemző „abszolút megfeleléssel”. Más megközelítés szerint a történelmileg kialakult, természeti adottságokhoz igazodó tájhasználati struktúrától „rendellenesen elütő” tájhasználat jelent tájhasználati anomáliát.

A konkrét természeti adottságoknak több tájhasználati forma is megfelelhet, azonban ha több tájhasznosítási igény fogalmazódik meg ugyanarra a területre, akkor rangsorolnunk kell valamely minősítési szempont (pl. ökológiai, műszaki, gazdasági, tájtörténeti) szerint. Ez ugyanakkor azt is jelenti, hogy a megfelelés mértékében is különbség van. Ha az egymással konkuráló tájhasználatok mindegyikének „helyet kell találnunk”, a természeti adottságok és tájpotenciálok különbözősége, a megfelelés eltérő mértéke jelentheti azt a rendező elvet, mely az egyes tájhasználati formák helyét jelöli ki. A természeti tájpotenciálok differenciáló hatása, a relatív megfelelés elve érvényesül a tájhasználati formák térbeli vetületének, a tájmozaiknak – a potenciál-különbségekhez kisebb-nagyobb mértékben igazodó – történeti változása során is. A tájhasználati anomáliákra pedig éppen ennek az alkalmazkodásnak hiánya a jellemző.



Vizsgálatunk során mi az 1., 3., 4., 5., 7. felszínborítási típusok vízjárta térszínen (természetes vízborítás helyén) való megjelenését tekintettük tájhasználati anomáliaként ökológiai szempontból. A gazdasági észszerűség szempontjából kivételt jelenthet a vízkedvelő fajokból álló faültetvény, ezért vizsgáltuk azt is, hogy milyen főbb fafajokból álló erdő jelent meg az adott helyen. Ugyanakkor a faültetvények létesítése természetes-természetközeli élőhelyen természeti kárral jár és a hagyományos tájhasználati struktúrától való eltérést is jelent. Komplexen értelmezve a természeti adottságokat – beleértve a természeti értékesség is – a természetes-természetközeli növényzettel fedett vizes élőhelyeken csak a természetkímélő gyephasználat (legeltetés, kaszálás) és nádgazdálkodás, valamint más hagyományos művelési módok az elfogadhatók és a fenti logika szerint a megfelelők, mivel csak ezek nem járnak szükségszerűen a természetes-természetközeli növényzet megsemmisülésével. Valamennyi új tájhasznosítási mód, amelyik a 6. felszínborítási típust, vagy a 2. és a 6. felszínborítási típus kombinálódásával jellemezhető területeket váltja fel, intenzívebb beavatkozást jelent és az ott meglévő vizes élőhely elpusztításával jár. Ez gyakran vezet napjainkban a természetvédelem (tájvédelem) és az antropogén célú hasznosítás között tájhasználati konfliktushoz és ugyanakkor tájhasználati anomália fennállást is jelzi.

Társadalmi szempontból a belvíz Magyarország, és különösen az Alföld egyik jellemző természeti veszélye, kockázati tényezője (SZABÓ et al. 2007, MEZŐSI 2008). A természeti adottságok közül a vízjárta térszínek víztöbblete a gazdálkodás, területfelhasználás környezeti feltételeként ökonómiai szempontból is korlátozó tényező, nagyfokú környezeti kockázatot jelent, mert a vagyoni értékek károsodásával, gazdasági veszteséggel fenyeget. Emiatt a vízjárta térszíneknek a beépítése, mezőgazdasági művelése ésszerűtlen hasznosításnak tekinthető. A fentiekből is levezethető módon a környezeti kockázatok, veszélyek típusai közül a belvíz jellemzően vagyoni értékekhez kötődő veszélyt jelent (MEZŐSI 2008). Szántóművelésre, kertkultúrás művelésre való alkalmasság szempontjából a vízjárta térszíneken folytatott gazdálkodás ugyanakkor szélsőséges esetnek számít. Erdőgazdálkodási célú hasznosításuk abban az esetben gazdaságos, ha a termőhelyi adottságoknak megfelelő fafajjal történik betelepítésük, de ekkor is rendszerint az eredeti vegetáció pusztítását okozza a beavatkozás. A többi tájhasznosítási móddal szemben, a talajvízkészletre alapozott mesterséges vízilétesítmények kialakítása ökonómiai szempontból racionálisnak számít. A működtetéshez szükséges víz ugyan elviekben rendelkezésre áll, azonban nem mindig elégséges, ezért plusz víz igénybevételére lehet szükség. Létrehozásuk szinte minden esetben a vizes élőhely negatív átalakításával jár, és működésük során a nyílt vízfelszínnek többletpárologtatása is ökológiai kockázatokat rejt.

### **Az eredmények ellenőrzése, hibalehetőségek**

A különböző idősíkokból származó, különböző szemléletmóddal, eltérő méretarányban és térképészeti eljárással készült térképekről származtatott adatállományok térinformatikai összevetése számos, nem kiküszöbölhető térképi pontatlansággal lehet terhelt. Ezáltal a valóságnak nem megfelelő eredményekhez is vezethet ez az eljárás, ezért a leválogatással kapott cellákat egyedileg ellenőriztük. A látszólagos eredménycellákat az eredeti térképpel, a 2000-ből származó ortofotóval (FÖMI 2000) és az 1:10.000 méretarányú topográfiai térképpel (FÖMI 1992, 1996) vetettük össze és értékeltük aszerint, hogy a fentiek szerint definiált tájhasználati anomáliát jelez-e? A különböző okokból hibaként értékelhető eredményektől az alábbi módszerrel különíthettük el a valós eredményeket.

A kutatási területet ábrázoló ortofotók ellenőrzéséhez való felhasználását az tette lehetővé, hogy a 2000. év vegetációs időszakának első felében (április-május), abban az időszakban készültek, amikor korunk egyik legcsapadékosabb időjárású periódusa után nagy kiterjedésben jelentek meg felszíni vízként a „belvizek” és éledtek újjá a korábbi vízállások.

Rajtuk a vízborításos, vízzel telített talajú felszínek könnyen beazonosíthatóak. A tartós vízborításnak, ezáltal a növényzet és a talajfelszín megváltozásának köszönhetően az átmenetileg vizes, hamarabb leszáradó területeken is könnyen felismerhetők a megelőző hónapok vízborításainak helyei. Az 1:10.000-es méretarányú topográfiai térképek pontosságuknak és részletességüknek köszönhetően alkalmasak az ellenőrzésre. Szintvonalaik segítik a vízborítás elméleti helyeinek, a mélyedéseknek és az elöntés alá nem kerülő térszíneknek az elkülönítését. Hibaként a talajvíz által nem befolyásolt, lokális mélyedéseken kívüli, és az ortofotón egyértelműen száraznak mutató felszínt tekintettük.

Az ellenőrzés során az alábbi hibalehetőséget vettük figyelembe. Pontos georeferálás ellenére téves adat származhat a digitalizálás során előállított határvonalak pontatlan illeszkedéséből, elcsúszásából. Számos esetben feltételezhető az is, hogy nem a határvonal georeferálás eredményeként adódó virtuális elhelyezkedése, hanem eleve a forrástérkép a torz, illetve pontatlan a határvonal, ami a pontos, 1:10.000-es méretarányú topográfiai térképpel való összevetés során állapítható meg. Ez tehát a módszerünktől független, nem kiküszöbölhető hibalehetőség és a forráskritika szükségességére hívja fel a figyelmet, főként a korábbi időszakok, így a III. katonai felmérés térképei és a 2. világháború idején kiadott térképek esetében. A hibalehetőségek harmadik csoportja az elemzésünk során alkalmazott generalizálásra vezethető vissza, melyre azonban az idősíkok közötti összehasonlíthatóság érdekében volt szükség. A vektoros állományok generalizálása során eliminálhatunk olyan adatokat, melyek a valós helyzetet fejezik ki, és csak a helyükre kerülő új adat mutat téves eredményt.

Az adatbázisokból lekérdezéssel kaptuk meg az eredményt jelző cellákat. Ezeket egyenként vizsgáltuk annak alapján, hogy a reális eredményt mutatják-e, vagy a hibalehetőségek által meghatározott három csoport valamelyikébe tartoznak? Az ellenőrzést a 100 és 200 méteres felbontású eredménytérkép összesen 1124 celláján végeztük el. Következtetéseinket értelemszerűen csak a reálisnak minősített eredmények alapján vontuk le. A valótlán eredmények és a térinformatikai leválogatással kapott eredmények aránya a becsült hibahányadot mutatja meg számunkra. A hibahányadot külön számítottuk az átalakítás módja (beszántás, ültetvény, illetve kert létesítése, beerdősítés, beépítés, mesterséges víztest kialakítása) szerint. Az időbeli tendenciák kvantitatív eredményeken nyugvó értékeléséhez a különböző cellafelbontású adatbázisok alapján számított, hibahányaddal is korrigált eredményeket átlagoltuk.

A hidromorf talajú területek térképe tapasztalataink szerint a forrástérkép határvonalainak generalizáltsága és felmérésből adódó pontatlanságai miatt precíz, számszerű értékelést nem tesz lehetővé és a hibahányad által jelzett megbízhatósága sem számszerűsíthető pontosan, csak durva összevetéshez, nagy térségre vonatkozó becsléshez használható fel, ezért végül a kvantitatív elemzésekhez nem alkalmaztuk.

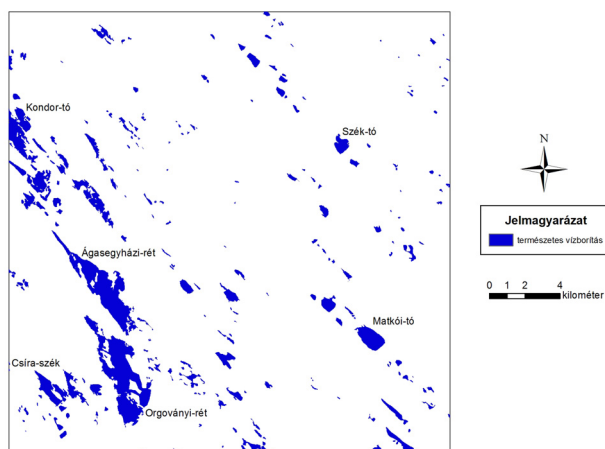
A raszteres eredménytérképek által megjelenített cellák ellenőrzése során azt tapasztaltuk, hogy 70–71% értékelhető valóban tájhasználati anomáliát mutató eredménynek, míg a 29–30% valamelyik fentebb említett hibalehetőségre vezethető vissza. A reálisnak tekintett eredményeket – az ellenőrzés kismértékű szubjektív tényezője miatt – már 90–100%-os megbízhatóságúnak becsüljük, így a következtetések levonására is alkalmasak.

## Eredmények és megvitatásuk

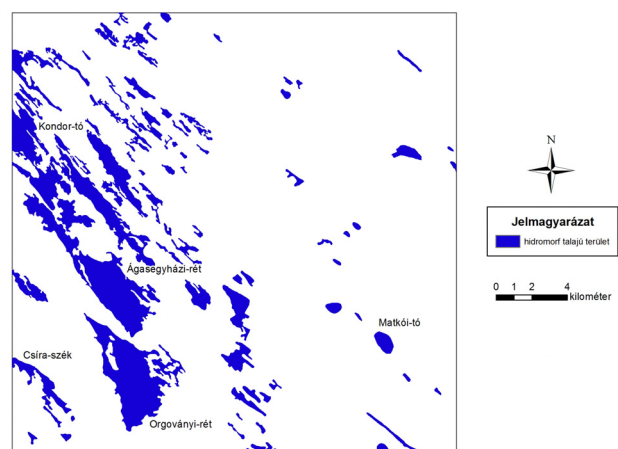
### A természetes vízborítások területi változása

A természetes vízborítások eredménytérképe a térképezett idősíkokban dokumentált, földrajzilag pontosan lehatárolt vízborítások kiterjedését, előfordulását mutatja (2. ábra). Az eredeti térképészeti interpretációk szubjektív volta, a bemutatott felszínborítások

térképfelvételének éven belül változó ideje, és legfőképp a változó klimatikus körülmények miatt az egyes idősíkokban különböző kiterjedéssel és térbeli előfordulással jelennek meg a vízborítások. Legnagyobb kiterjedést a III. katonai felmérés mutat, ekkor a kutatási terület 3,8–3,9%-át borította egzakt módon körülhatárolható vízborítás. A generalizálás után, a vektoros állomány alapján, a kutatási területen összesen 163 egybefüggő víztest található. Legkisebb összkiterjedéssel az 1941-ben kiadott térképen jelentek meg a vízállások: területi részesedésük 1,7%, számuk 95 volt. A fennmaradó három másik idősíkban a természetes vízborítások kiterjedése 2–3% közé esett, számuk 105, 107 és 71 db volt a vektoros adatbázisok szerint. A KÜVET, BEVET állományok (2008. év) alapján meghatározható természetes vízállások alacsonyabb száma (71 db) az ingatlan-nyilvántartás „konzervatív jellegével” magyarázható. Feltételezésünk szerint ugyanis a szárazodás kezdete óta a vízállások, tavak, mocsarak gyepé váló átminősítése fokozódott az időnként visszatérő (pl. 2010. év) vízborítások ellenére, és a nyilvántartás egyébként sem mindig felel meg a művelési ág fogalmi meghatározásának.



2. ábra A természetes vízborítások térképe  
Figure 2. Map of the natural covers of water



3. ábra A hidromorf talajú területek térképe  
Figure 3. Map of the area with hydromorphic soils

### A vízjárta területek tájhasználati anomáliái a 19. század végén

A tájhasználati anomáliák fennállását, történetiségét és jellemzőit térinformatikai eszközökkel, térképekre alapozva tártuk fel. A térképes forrásokon kívül egyéb, például írásos források is utalhatnak ezek történelmi időkben való megjelenésére. Írásos forrásokra (pl. Kitaibel Pál botanikus útinaplója) is támaszkodva állapítja meg MOLNÁR (2007) a Duna-Tisza köze és a Tiszántúl vegetációtörténetének elemzése során, hogy már a 18–19. század fordulóján beszántották „néhány helyen” a mocsarakat, és a sziket.

Eredményeink alapján, térinformatikai eszközökkel is bizonyítható, hogy a 19. század végén is volt olyan terület a térségben, amely nem gyep, vagy természetes vízállás volt, hanem az elöntés veszélyének (meglévő vízenyősség?) ellenére szántóként hasznosítottak. Valószínűsítjük, hogy nem térképi hibáról van szó, hiszen az adott helyek közelében, azonos térszínen kisebb kiterjedésű vizes területfoltokat ábrázol a forrástérkép, és a későbbi térképek is a vízhatás meglétét valószínűsítik. A 19. század végi felszínborítás és a hidromorf talajú területek térképének összehasonlítása szintén a vízjárta területek szántóként való hasznosítását támasztja alá. Feltehetően olyan sekély és időszakos vizű helyekről van szó, melyeket csak időnként, magas talajvízállású időszakban borított víz, ugyanis a felszíni vizek nem minden térképen jelennek meg az adott helyen, illetve a 2000. évi ortofotó is inkább vízzel telített talajfelszínt jelez a csak kis foltokban megjelenő felszíni vizek mellett.

Feltűnő, hogy a beszántások jellemzően a Kerekegyházától délkeletre, illetve a Kecskeméttől délre található löszös térszínen fordultak elő. Ez azt a feltevésünket támasztja alá, miszerint a kiemelkedően jó termőképességű talajok térségében, az általános kedvező talajadottságok nagyobb ösztönző erőt jelentettek szántóterület bővítésére, mint a kedvezőtlenebb talajadottságú területeken – akárcsak napjainkban – annak ellenére is, hogy a terjeszkedés a lokálisan megjelenő, alacsony termőképességű vízjárta térszínnek rovására történt. A 19. század végén a természetes vízborítások kb. 2%-a volt szántóként megművelve.

Eredményeink alapján feltételezhető, hogy a 19. század végén sem lehetett jellemző a vízjárta térszínnek fásítása. Egy esetben az erdőtelepítést olyan kis, buckák által közrezárt mélyedésben találjuk, ahol a későbbi „Katonai Újfelmérés” térképi jelkulcsa szerint sással vagy náddal benőtt, ritka erdőborítás jellemző, és ahol a terület ma is erdőként hasznosított.

A III. katonai felmérés kutatási területre vonatkozó eredeti térképein is több helyen felismerhetők azok a vizes élőhelyeket keresztező, magasított úttöltések (pl. az Ágasegyházi-rét északi végén Kecskemét és Izsák között), melyek eredete feltehetően jóval korábbra nyúlik vissza. A vizsgált tájrészlet északnyugat-délkelet irányba hosszan elnyúló, vízállásos vagy vizenyős, ezért nehezen vagy egyáltalán nem járható laposai, mélyedései a települések közötti közlekedési, kereskedelmi kapcsolatoknak állták volna az útját, ha az utakat nem magasítják ezeken a helyeken feltöltéssel a megfelelő szintre. A kellően magas, stabil állékonyságú úttöltés építését nem tekinthetjük tájhasználati anomáliának abban az értelemben, hogy az ésszerűtlen hasznosítás lenne, hiszen – épp ellenkezőleg – a rövidebb útvonal biztosításával az antropogén célok racionális megvalósítását szolgálja. Viszont a természetes-természetközeli vegetáció megsemmisítése, a vizes élőhelyek területvesztése, valamint a nád- és gyepgazdálkodás lehetőségeinek szűkítése miatt, tisztán ökológiai szempontból mégis negatívan értékelhetjük az úttöltéseket. Negatív vonatkozásukat nem szeretnénk azonban túlhangsúlyozni tekintettel arra, hogy a térképek szerint ebben az időszakban még csak néhány helyen és nagyon kicsi felületen találjuk őket és a létrehozásuk is feltehetően korábbi időszakhoz kötődik. Indokoltságukat támasztja alá, hogy a keresztezett nagyobb vizes élőhelyeket földrajzi elhelyezkedésük és kiterjedésük miatt csak jóval hosszabb útvonalon lehettek volna elkerülni.

### **A vízjárta területek tájhasználati anomáliái a 20. század első felében**

Meglepő eredményt hozott a 20. század első felét jellemző adatbázis elemzése. A térképi forrás szerint jelentősen megugrott a beszántott vízjárta területek összkiterjedése, ami a térképezett vízborítások kiterjedésének 7–7,5%-át képezte ekkor a kutatási területen. Többek között a jelentős méretű kecskeméti Szék-tó nagyobbik részén – melyről a későbbi Felsőszéktó városrész is a nevét kapta – és a Szappanos-tó területén sem találjuk a vízborítás, vagy a gyepvegetáció jelölését. A Szappanos-tó déli felén is csak a „sás és nád”, valamint a vizenyősség térképi jele tűnik fel együtt. Feltehetően a belvizes szántókat ábrázolja a forrástérkép ott, ahol a vizenyősség jele mellől a gyepvegetáció jele, és a művelési ág határát jelző szaggatott pontsor hiányzik. A belvizes szántók előfordulását támasztja alá az is, hogy a vizenyősség a felszíni vízborítástól eltérő jellel szerepel a forrástérképen. Ez utóbbi zárt vonallal körbehatárolt, folytonos, vízszintes vonalakkal jelzett, míg a vizenyősség határvonal nélkül, szaggatott vonalakkal került ábrázolásra.

A forráskritika szükségességére hívja fel a figyelmet, hogy a 2. világháború idején kiadott, 1:50.000-es méretarányú katonai topográfiai térképek részben korábbi (1940 előtti), 1:25.000-es, illetve 1:75.000-es méretarányú térképek felhasználásával készültek, és csak kisebb hányaduk származik új felméréssel előállított (1:25.000-es méretarányú) térkép levezetéséből (NAGY 1985, JANKÓ 2007). A kutatási terület felszínborítási adatai kb. fele-fele arányban származnak felújított vagy csak reambulált, illetve revideált vagy részben

helyesbített szelvényről (JANKÓ 2007). Emiatt számolni kell azzal, hogy a térkép esetleg nem mindenhol mutatja a kiadás, illetve a felújítás/reambulálás éve szerinti felszínborítást. A közvetett információk alapján is arra következtethetünk, hogy az a kiadás événél (1941) korábbi idejű felszínborítást ábrázol. A térkép kiadási éve ugyan a múlt század egyik legcsapadékosabb és legbelvizesebb időszakába (1940–1942) esik (PÁLFAI 2004), a vízállások kisebb kiterjedése és a vizenyösség ritkább jelzése alapján a forrástérkép mégis száraz időszakot tükröz. Az ismert építési idejű épületek, építmények és a hidrometeorológiai adatok alapján 1928 és 1939 közé tehető a topográfiai adatok származása.

A hibalehetőségek figyelembe vétele mellett, a vizenyösség külön jelzése, és az eredménycellák által jelzett beszántások gyakori és szórt előfordulása miatt azt gondoljuk, hogy a vízjárta térszínek szántóként való hasznosítása elterjedt volt, melyet az akkori szárazabb időszak is segíthetett. A vízjárta térszínek nem ritkán előforduló beszántása mellett erdősítésük ekkor is csak elvétve fordult elő. A helvéciai Fehér-tó medrének részbeni fásítása a Trianon után fokozódó erdősítésekkel hozható összefüggésbe. A természetes-természetközeli vegetáció itt is részben elpusztult, de a ma megtalálható telepített vagy spontán felnőtt faállományok (szürke nyár, keskenylevelű ezüstfa) az időszakos vízhatást is jelentő termőhelyi adottságoknak többé-kevésbé megfelelnek.

A szántóként, erdősítésként való hasznosítás mellett feltűnő tájhasználati anomália a 20. század első felében a vízjárta térszínek beépítése. Az általunk vizsgált, 19. század végétől napjainkig terjedő időszakon belül ekkor tapasztaljuk először a vízállások települési célú beépítését, a rajtuk keresztül vezető műutak kialakítását, vagy egyéb kommunális célú hasznosítását. A korábban is meglévő, természetes anyagú úttöltések Kecskemét térségében, a városon kívül jellemzően csak a 20. század legelejétől kaptak mesterséges anyagú burkolatot (kőburkolatot, később beton és aszfaltburkolatot), az agyag-, illetve földborítás helyett (JUHÁSZ 1998). Az útszélesítésekkel együtt ez olyan minőségi változást jelent, ami már káros ökológiai voltukat hangsúlyozza a vizes élőhelyeken.

Helytörténeti forrásokból ismert, és az I. katonai felmérés térképén (HIM 1783) is szerepel az egykori Dellő-tó, melyet Kecskemét történelmi városmagjának lakóházai vettek körbe mindaddig, amíg a város vezetőinek 1834-ben történt döntése nyomán fel nem töltötték (JUHÁSZ 1998). A tó helyén 1935-ben kialakított teret később is többször elöntette a víz, ami a korabeli feljegyzések szerint az ültetett fák pusztulását is okozta (SZILÁGYI 1999). Magas talajvízállású, belvizes években, napjainkban is újra megfigyelhető a talajvíz felszíni megjelenése, amikor a tér nagy részét újra víz borítja.

A vízjárta térszínek beépítésére, felszínének befedésére („soil sealing”), kommunális célú igénybevitelére szolgál példaként a Temes-tér környéki lakóházak felépítése, és a Szentháromság-temető bővítése Kecskeméten. Ezek ugyanis egy korábban a város szélén fekvő tó területét fedik. 1925-ben a város, az egykor halászatra is alkalmas tó, a Szék-tó területén alakította ki a városi fürdőt (KISS 2013), ami a felszín átalakításával, részbeni beépítésével is járt.

### **Az 1950-es évek második felének tájhasználati anomáliái a vízjárta területeken**

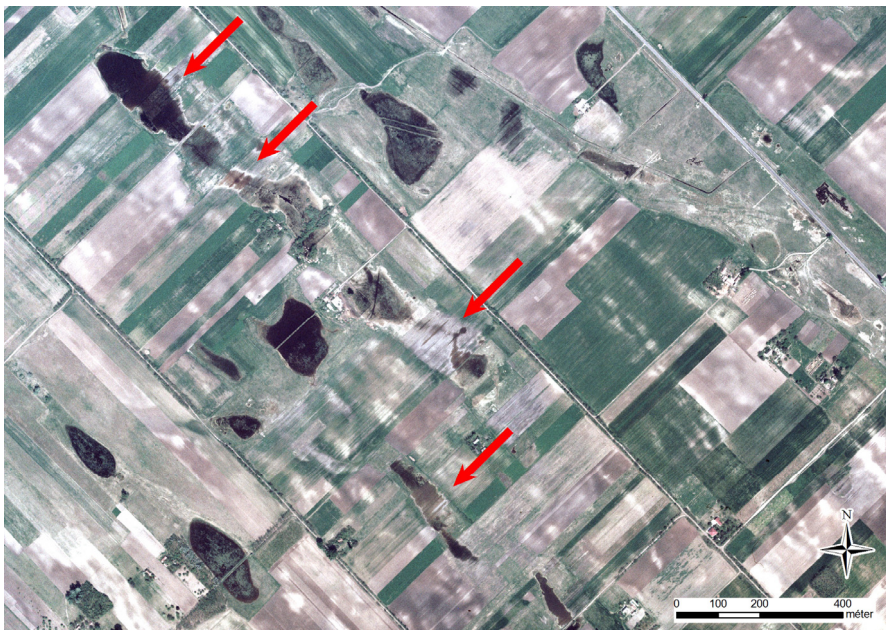
Az 1940-es és 1950-es évek is jelentős változást hoztak a vízjárta térszínek hasznosításában. Az 1950-es évek végére a beszántott vízállásos helyek aránya 2–3% volt, ami azt mutatja, hogy a korábban művelésbe vont vízjárta területek egy részét újra felszíni víz vagy gyepvegetáció borította. Ebből a szántóművelések helyenkénti felhagyása is következik. A vízjárta területeket érintő beszántások ekkor a vizsgált terület különböző adottságú részein, szórtan fordultak elő. Nagyobb egybefüggő, szántott vízjárta térszíneket Kecskeméttől délre, löszös térségben találunk. A vonatkozó térképek felmérési munkái 1956–1958. között zajlottak, amikor mérsékelt száraz-száraz időjárás volt jellemző (PÁLFAI 2004), ezért

inkább a korábbi extrém csapadékos évek (pl. az 1940–1942-es időszak) előntései tehetők felelőssé azért, hogy a rossz adottságú termőhelyek művelésével felhagytak.

Az 1950-es évek második felének időszakában a vízállásos helyek erdősítettségében, beépítettségében nem tapasztalunk változást a korábbi időszakhoz képest, viszont a kertészeti kultúrák megjelenése a vízjárta térszíneken új keletű jelenség. A térképi forrás alapján úgy tűnik, hogy a vízjárta térszínek szőlő-gyümölcsösként való hasznosítása ugyan a 20. század közepén is előfordult már, de nem volt általánosan elterjedt a kertkultúrák területek egészét tekintve. A természetes vízborítások összkiterjedésének fél százalékát sem tették ki ezek a területek.

### A rendszerváltást követő évek vízjárta területeket érintő tájhasználati anomáliái

Számításunk szerint az 1990-es évek első felére a beszántott vízjárta térszínek aránya jelentősen nem változott (2–3% körül maradt), inkább stagnált, annak ellenére, hogy forrásadataink egy különösen száraz időszaktól származnak. A Duna-Tisza közére és erre az időszakra is kiterjedő kutatás viszont azt állapította meg, hogy ott ahol a talajvízszint-csökkenése nagyobb volt, a mélyedésekben helyet foglaló nedves gyepek alkalmasabbak voltak a beszántásra, erdősítésre (BIRÓ et al. 2013). A beszántott vízjárta térszínek kutatási területünkön tapasztalt stagnáló arányával szemben, azok földrajzi elterjedése már jelentősen különbözött az előző időszakhoz (1950-es évek második fele) képest. Korábban Kecskeméttől délre, a csernozjom talajú, löszös felszín dominálta térségben voltak nagyobb beszántott területfoltok. Az 1992-ből és 1996-ból származó térképek alapján ezeket Kecskeméttől északnyugatra, és Fülöpháza környékén, döntően homokos alapkőzeten és a réti talajokon találjuk meg ebben az időben (4. ábra). Ez ugyanakkor azt is jelenti, hogy a belvizes szántók több helyen történt felhagyása mellett, új vízállásos helyeket is feltörték szántóművelés céljára (pl. Papp-szék Fülöpháza és Ágasegyháza között). A szárazabb időszak alatt történő túlszántások következtében a szántók gyakran a gyepporítású vízjárta térszínekre is benyomultak (5–6. ábra), jelentős ökológiai kárt okozva ezzel, ahol aztán a felszíni víz megjelenése után felhagyásra kerültek.



4. ábra Ortofotó beszántott vízjárta térszínekről Kerekegyháza külterületén (FÖMI 2000)  
 Figure 4. Orthophoto of ploughed water affected areas in the periphery of Kerekegyháza (FÖMI 2000)



5. ábra Túlszántás által károsodott vizes élőhely  
Figure 5. Wetland damaged by over-ploughing



6. ábra Részben beszántott vizes élőhely  
Figure 6. Partially ploughed wetland

A 20. század második felében is csak kevés helyen erdősítették a vízállásokat. Az 1980-as, 1990-es évek első felében az erdősítések vizenyős térszínen való megjelenésének kiváltó oka lehetett a talajvízszint tartós süllyedése is (BIRÓ et al. 2013). Hazai nyárakkal erdősített mocsarat találunk Ágasegyházától délre, keskenylevelű ezüstháttal beültetett szikes tómedret Hetényegyházától északra. A természetes-természetközeli élőhelyek átalakítása miatt ezeken a helyeken is ökológiai értékcsökkenéssel, degradációval kell számolnunk. Kecskeméten a Szék-tó víztározási, jólétítő-létesítési célú átalakítása során a kikotort földdel töltötték fel a szomszédos laposokat, melyeket aztán különféle fafajokkal erdősítettek.

A század végére újabb vízállásos helyen létesítettek szőlő- és/vagy gyümölcsültetvényt (pl. Ágasegyházától nyugatra), de ez sem vált általánossá, ahogyan az új erdősítések is inkább elkerülték a vízjárta térszíneket és az arra alkalmasabb homokos termőhelyeken valósultak meg.

Kecskemét 20. század közepétől fokozódó urbanizációjával összefüggésben a kompakt várostest növekedése újabb vízjárta térszínek beépítésével járt a peremterületeken. A Bűdös-tó (Alsó-Szék-tó) területén, ahol korábban csak a vasút vágott át, és az M5 autópálya izsáki úti csomópontja közelében fekvő vizenyős területen ipari-kereskedelmi-szolgáltató egységek jelentek meg a múlt század második felében. A Szék-tó felszínét a városi vízművek épületei, a vízbázis-védelmi terület úthálózata, a városi strand, a kemping és a megyei kórház bővítési területei foglalták el a feltöltést követően. A feltöltések földanyaga az 1976 és 1986 között kialakított víztározó-tavak kotrásából is származik (JUHÁSZ 1998).

Kecskeméten kívül más települések esetében is megállapítható, hogy a belterületek terjeszkedése vízjárta mélyedések részbeni, vagy teljes beépítését eredményezte. Ágasegyháza legkeletibb utcájának 1970-es évek végén, 1980-as években épült házai már a szárazodás időszakában épültek, ezért csak később, magas talajvízállású időszakban (pl. 2000-ben, 2010-ben) bizonyosodott be, hogy az Ágasegyházi-rét víztöbblete a kertekben, a pincékben és a házak lábánál is megjelenhet. A vízjárta térszínek által közrefogott Fülöpházán is találunk olyan rendszerváltás előtt épült épületet, melyet belvizes időszakban a felszíni víz veszélyeztet. A vízjárta területek beépítését ösztönözhetette, hogy 1949-től 1986-ig külterületi építési tilalom volt érvényben, míg az új tanyaközségek számára kijelölt központok körüli építkezést kedvező hitelekkel is támogatták. A tanyaközségek belterületén az új telkek sokszor vízjárta területre estek. Különösen Fülöpháza esetében nyilvánvaló, hogy a központ helyének kiválasztása a vízjárta területek nagyarányú előfordulása miatt nem volt éppen szerencsés.

Korszakunkban, a 20. század végén vált jellemzővé a természetes-természetközeli vizes élőhelyek különféle célú vízilétesítményekké, mesterséges tóvá való átalakítása. A topográfiai térkép alapján (FÖMI 1992, 1996) a kutatási területen legalább tíz helyen tapasztalható, hogy

a vízborításos térszínen horgásztavat, halastavat (pl. a Börönde-réten, Kecskemét Belsőnyír nevű külterületi részén), belvíztározót, öntözési és egyéb célú víztározót, rekreációs tavat vagy vaditatót hoztak létre. A Csalánosi-tavat is egy korábbi természetes tó helyén alakították ki 1978-ban (JUHÁSZ 1998). A kecskeméti Széktó Szabadidőközpont, és a Vízmű Védterület (felszín alatti vízbázis védelmi terület) területén 1976 után végzett komplex munkálatok a Szék-tó addig nem bolygatott részét is érintve az egykori természetes szikes tó megszűnéséhez vezettek. A munkálatok részeként rekreációs és csapadékvíz-tározási célt szolgáló tavak kialakítására, területfeltöltésre („Vízmű-rét”) került sor. A vízállásos térszínek mellett a sekély talajvizű helyeken is számos új művi vízállásos terület valósult meg a felszínközeli talajvízbázisra alapozva.

### A közelmúlt tájhasználati anomáliái a vízjárta területeken

A közelmúlt során (1990-es évek legvégén, 2000-es években) tovább folytatódtak a vízjárta területeket elszórtan jellemző irracionális tájhasználatok tendenciái. A beszántott vízjárta területek aránya csak kis mértékben nőtt, 2,5–3,5%-os érték körül alakult 2008-ban. A rendszerváltást követően tapasztalható beszántási hullám (BIRÓ et al. 2013) a szárazabb időszakban az egyébként vízjárta gyepeket is fokozottan érinthette, ami feltevésünk szerint az előző időszakban még nem, csak ekkor, a 2008-as állomány adatai révén tükröződik vissza.

A vízjárta területek erdősítése – a korábbi időszakhoz hasonlóan – ebben az időszakban sem egyedi jelenség, hanem több helyen is megfigyelhető a kutatási területen. Az új erdőtelepítések azok a fásítások említhetők példaként, melyek az Oláh-réten és a tőle délkeletre található egykori szikes tó helyén kialakított horgásztavak körül valósultak meg. Az itt ültetett fafajoknak többsége (nyárfajok, keskenylevelű ezüstfa) az időszakos vízhatást elviseli ugyan, de a szikes talajadottság miatt ugyanakkor (az ezüstfa kivételével) termőhelyidegennek is számítanak. Az erdősítések a mesterséges tavak környezetén kívül egyéb kisebb vízjárta laposokat is érintettek ekkortájt.

Az erdőtelepítések mellett olyan szőlő vagy gyümölcsös hasznosítású területet is találunk, melyet újonnan létesítettek vízállásos helyen, és az is előfordult, hogy – feltehetően épp a terület vizenyőssége miatt – felhagytak a szőlő vagy gyümölcsös művelésével.

Továbbra is jellemző folyamat maradt a közelmúltban a vízállásos helyek beépítése, a feltöltéssel megvalósuló mesterséges felszínek létrehozása. Hetényegyházán a lakóterület bővülése, Kecskeméten egy mára már felszámolt hulladéklerakó okozta a vizes élőhelyek átalakulását. A város peremzónájában több helyen építettek külterületi lakóingatlant vízjárta területen, egykori mocsarak, tavak medrében (7–8. ábra). A Búdös-tó felszínét újabb ipari-kereskedelmi - szolgáltató egységek foglalták el. Az M5-ös autópálya megépítése vízállásos gyepeket és korábban beszántott vizes élőhelyeket is érintett a vízjárta területeket keresztező szakaszokon.



7–8. ábra Beépített vízjárta területek Kecskemét térségében  
Figure 7–8. Built-in water affected areas in the surrounding of Kecskemét



Adatbázisunk alapján a vízjárta területek, vizes élőhelyek mesterséges tavakká, vízi létesítményekké alakítása is folytatódott (pl. Kerekegyházától északra és Matkópusztán). Tapasztalataink szerint ez a folyamat napjainkban is tart, és a környezet állapota szempontjából kedvezőtlennek minősíthető, mivel további természetes-természetközeli élőhelyek elvesztését és a talajvízkészletek fokozódó megcsapolását jelenti. A városi lakosság pihenőhely igényeit kiszolgáló rekreációs tavak város-vidék peremzónában való megjelenése a városi tér kiterjedésével („urban sprawl”) hozható összefüggésbe, melyre Kecskemét jellemző példát szolgáltat (CSATÁRI és FARKAS 2012).

A közelmúltbeli tájátalakítások alapján feltételezhetjük, hogy napjainkban is elsősorban a beszántások veszélyeztetik a természetes-természetközeli növényzetű vizes élőhelyeket, de a beépítésekkel és a vízilétesítmények kialakításával is hangsúlyosan számolni kell, különösen Kecskemét peremövezetében. Az erdősítések általi veszélyeztetést sem zárhatjuk ki, de ez már alárendeltebb jelentőségű az átalakítási módok között, míg a szőlő- és gyümölcsültetvények létrehozása legfeljebb ritka eset lehet a vízjárta területeken.

### Az eredmények összegzése

Összegzésként elmondható, hogy a természetes vízborítások és vízjárta gyepterületekkel szembeni új tájhasznosítási formák közül – az átalakított terület nagyság alapján – mind az öt időszakban a szántóföldi művelésbevonás volt a legjellemzőbb, az összes átalakítás 77–78 százalékával (1. táblázat).

1. táblázat Az átalakított vízjárta területek kiterjedése, aránya és az átalakítási módok százalékos részesedése az egyes időszakokban

Table 1. Coverage and rate of the altered water-affected areas and percentage of the alteration methods in the different periods of time

	átalakított vízjárta terület (ha)	átalakított vízjárta terület aránya	beszántás	beerdősítés	gyümölcsültetvény telepítése	beépítés	vízilétesítmény kialakítása
19. század vége	67	1,9%	98,9%	1,1%	–	–*	–**
20. század első fele	261	7,4%	98,0%	0,1%	–	1,9%	–
1950-es évek második fele	96	2,7%	91,6%	–	0,4%	8,0%	–
A rendszerváltást követő évek	178	5,0%	55,3%	5,2%	0,7%	14,0%	24,8%
A közelmúlt (2008)	194	5,5%	55,4%	7,2%	1,2%	15,9%	20,3%
A teljes vizsgált időszak átlaga	159	4,5%	77,4%	3,0%	0,6%	8,5%	10,5%

\* Az alkalmazott méretarány miatt a vonalasan megjelenésű, keskeny utakat a digitális állományok nem tartalmazzák, de a forrástérképek alapján ezeket is elemeztük. Az elemzés alapján a velük kapcsolatos tájhasználati anomáliák 19. század végi fennállása állapítható meg.

\*\* A kis kiterjedésű, nem a térképezett méretarányba eső kubikgyödrök, földmedrű víznyerő létesítmények stb. előfordulását valószínűsítjük a 19. század végi időszaktól folyamatosan. A nagyobb vízilétesítmények kialakítását az 1950-es évek végétől számíthatjuk.

Jóval kisebb kiterjedésben találkozhatunk a mesterséges víztestként történő, víztározási, öntözési, halászati, horgászati stb. célú felhasználással (10–11%) és a beépítéssel (8–9%). A fásítás, erdősítés (3%), illetve a szőlőültetvényként, gyümölcsösként való hasznosítás (0,5–1%) nem jellemző ugyan a kutatási terület vízjárta térszínein, de elvétve előfordul. A szántóművelés kiugró részarányát részben azzal magyarázhatjuk, hogy a szántóművelés nagy területigényű és összkiterjedése is eleve nagyobb a kutatási területen, mint a többi hasznosítási módé, így nagyobb a valószínűsége annak is, hogy vízjárta területet érint. Másrészt viszont a vagyoni értékhez kötődő kockázata kisebb, illetve kevesebb munkaráfordítást kíván meg egységnyi területre számítva, mint pl. a plusz földmunkával, feltöltéssel, földkitermeléssel is járó beépítés vagy a horgászto-létesítés.

Amennyiben az időbeli trendet vizsgáljuk, az állapítható meg, hogy a vízállásos, vízjárta területeket érő negatív tájhasználati átalakítások a 20. század első felében tapasztalható kisebb kiugrástól (a természetes vízborítások kiterjedésének kb. 7–8%-a) eltekintve, a 19. század végétől – a táj antropogenezisével párhuzamosan – egyenletesen növekvő mértékben jellemezték a kutatási területet. Az átalakított (beépített, beszántott, erdősített stb.) természetes vízborítások, vízjárta területek kiterjedése kb. 2%-ról 5–6%-ra nőtt a vizsgált időszakban. Ez azt jelenti, hogy a múltban sem számítottak rendkívüli jelenségeknek a vízjárta területeket érintő tájhasználati anomáliák, megjelenésük az idő előrehaladtával gyakoribbá vált, illetve napjainkban is egyre több helyen találkozhatunk velük.

Felmerül a kérdés, hogy a fennálló vízgazdálkodási létesítmények, a vízelvezető művek és a klímaváltozás miként befolyásolják a vízjárta területeket érintő tájhasználati anomáliák jelentkezését. A térségben az 1960-as évek második felétől létesült vízelvezető csatornahálózat tapasztalataink szerint jelentős vízmennyiséget von el a tájból, a belvízi helyzetek kialakulását azonban nem képes maradéktalanul megakadályozni. A vízelvezető rendszerek kiépítése és folyamatos fejlesztése, valamint a klímaváltozás és szárazodás ellenére, az Alföld sajátos földtani, morfológiai és hidrológiai adottságai miatt a jövőben is számolnunk kell nagyméretű elöntések kialakulásával (LÁNG et al. 2007), így a vízjárta térszíneken különféle tájhasználati anomáliák fennállásával és azok újabb helyeken való jelentkezésével is. A szélsőségek fokozódása gyakoribb kiszáradásokat, a vízborítások idejének és kiterjedésének lecsökkenését eredményezheti egyes években – miként az már napjainkban is megfigyelhető – de a csapadékos évjáratokban a potenciális elöntésekből fakadó környezeti kockázatok várhatóan továbbra is fennmaradnak. A jövőben a Duna-Tisza köze vízjárta területein is az alkalmazkodás és a rehabilitáció (pl. a szántók esetében művelés felhagyása után a gyepgazdálkodás visszaállítása) lehet a legfőbb szempont a tájhasználat során.

### Irodalom

- BIRÓ M. 2006: A történeti térképekre alapuló vegetációrekonstrukció és alkalmazásai a Duna-Tisza közén. PhD értekezés. Pécsi Tudományegyetem, Biológia Doktori Iskola, Pécs. p. 139.
- BIRÓ M. 2011: Változástérképek használata tíz év alatt bekövetkezett élőhelypusztulási tendenciák kimutatására a Kiskunsági-homokhátság területén. *Tájökológiai Lapok* 9(2): 357–374.
- BIRÓ M., CZÚCZ B., HORVÁTH F., RÉVÉSZ A., CSATÁRI B., MOLNÁR ZS. 2013: Drivers of grassland loss in Hungary during the post-socialist transformation (1987–1999). *Landscape Ecology* 28(5): 789–803.
- B. KISS J. 2013: Kecskemét történeti kronológiája. *Publio*, Hédervár. p. 44.
- CSATÁRI B., FARKAS J. 2012: A város-vidék peremzóna sajátos geográfiai jellemzői és konfliktusai Kecskemét példáján. In: FARSANG A., MUCSI L., KEVEINÉ BÁRÁNY I. (szerk.) *Táj – érték, lépték, változás*. Geolitera SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport, Szeged, pp. 197–209.
- CSEMEZ A. 1996: *Tájtervezés – Tájrendezés*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 296.
- DÉVAI GY., DÉVAI I., FELFÖLDY L., WITNER I. 1992: A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei. *Acta biol. Debr., Suppl. oecol. hung.* 4: 49–185.

- FÖMI 1992–1996: Felújított EOTR térképek (1976–1999). M=1:10.000. Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest
- FÖMI 2000: Magyarország 2000. évi légifotózásának ortofotói. Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest
- FÖMI 2008: 2008. évi Külsőterületi és belterületi vektoros ingatlan-nyilvántartási adatbázis (KÜVET, BEVET). M=1:4.000 és 1:1.000. Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest
- GÁBOR I. 1979: A magyar térképeszet az első világháború után. In: GÁBOR I., HORVÁTH Á. (szerk.) A haditérképek története: Zrínyi Katonai Kiadó, Budapest, pp. 227–241.
- GYALOG L., SÍKHEGYI F.(SOROZATSZERK.) 2005: Magyarország földtani térképe, M=1:100.000 (FDT100). Magyar Állami Földtani Intézet kiadványa, Budapest
- HIM 1783: I. Katonai Felmérés (1763–1787). M=1:28.800. Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest
- HIM 1881–1883: III. Katonai Felmérés (1869–1887). M=1:25.000. Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest
- HIM 1941: Egységes korszerű csapattérképek (1940–1944). M=1:50.000. Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest
- HIM 1957–1959: Katonai Újfelmérés (1953–1959). M=1:25.000. Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára, Budapest
- IVÁNYOSI SZABÓ A. 1994: A Duna-Tisza közti hátságon bekövetkezett talajvízszint-süllyedés hatása természetvédelmi területeinkre. In: Pálfi I. (szerk.): A Duna-Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái. Nagyalföld Alapítvány kötetei 3. pp. 77–85.
- JANKÓ A. 2007: Magyarország katonai felmérései: 1763–1950. Argumentum, Budapest. p. 196.
- JUHÁSZ I. 1998: Kecskemét város építéstörténete. Kecskemét Monográfia Szerkesztőség, Kecskemét. p. 362.
- KERÉNYI A., CSORBA P. 2012: A tájökölógiai kutatások szerepe a tájvédelemben és a kutatási eredmények gyakorlati hasznosításának feltételei. In: FARSANG A., MUCSI L., KEVEINÉ BÁRÁNY I. (szerk.) Táj – érték, lépték, változás. Geoliter SZTE TTK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport, Szeged, pp. 197–209.
- KUTI L. 1981: Az Alföld földtani atlasza. Kecskemét. Magyar Állami Földtani Intézet kiadványa, Budapest
- KUTI L. 1989: Az Alföld földtani atlasza. Dunaújváros-Izsák. Magyar Állami Földtani Intézet kiadványa, Budapest
- LÁNG I., CSETE L., JOLÁNKAI M. (szerk.) 2007: A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok. A VAHAVA jelentés. Szaktudás Kiadó Ház Rt., Budapest. p. 220.
- MAGYAR KIRÁLYI FÖLDTANI INTÉZET 1942: Magyarország Kreybig-féle átnézetes talajismereti térképsorozata (1934–55). M=1:25.000, illetve 1:50.000. Budapest (A térképek készítői és a hozzájuk tartozó szelvényszámok – Sík Károly 5263/1, 5263/3, Teőreök László és Sarkadi János 5263K/2, 5263K/4. Készítésük: 1942. év).
- MTA TAKI 1994: Magyarország agrotopográfiai adatbázisa (AGROTOPO Adatbázis). Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest. <http://maps.rissac.hu/agrotopo/>
- MAJOR P., NEPPEL F. 1988: A Duna-Tisza közti talajvízszint-süllyedések. Vízügyi Közlemények, 70(4): 605–626.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere I–II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. 1023 p.
- MEZŐSI G. 2008: Magyarország környezetföldrajza. Földrajzi Tanulmányok 3. JATE Press, Szeged. p. 147.
- MOLNÁR ZS. 2007: Történeti tájökölógiai kutatások az Alföldön. PhD értekezés. Pécsi Tudományegyetem, Biológia Doktori Iskola, Pécs. p. 291.
- NAGY Z. 1985: Magyar topográfiai alaptérképművek. Doktori disszertáció, ELTE, Budapest
- PÁLFI I. 1994: Összefoglaló tanulmány a Duna-Tisza közti talajvízszint-süllyedés okairól és a vízhiányos helyzet javításának lehetőségeiről. In: Pálfi I. (szerk.): A Duna-Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái. Nagyalföld Alapítvány kötetei 3. pp. 111–126.
- PÁLFI I. 2004: Belvizek és aszályok Magyarországon. Hidrológiai tanulmányok. Közlekedési Dokumentációs Kft., Budapest. p.492.
- PÁSZTOR L., SZABÓ J., BAKACSI ZS., LÁSZLÓ P., DOMBOS M. 2006: Large-scale soil maps improved by digital soil mapping and GIS-based soil status assessment. Agrokémia és Talajtan. 55(1): 79–88.
- PÁSZTOR L., SZABÓ J., BAKACSI ZS., DOMBOS M., LÁSZLÓ P. 2007: A Digitális Kreybig Talajinformációs Rendszer pontosságának és megbízhatóságának növelése. Acta Agraria Kaposváriensis 11(2): 85–98.
- PEREIRA CH. 1996: The role of Agricultural Research in the development of Kenya before Independence. Review of Kenyan Agricultural Research. Vol 1. KARI/CAZS, Nairobi/Bangor. p. 41.
- RAKONCZAI J., FARSANG A., MEZŐSI G., GÁL N. 2011: A belvízképződés elméleti háttere. Földrajzi Közlemények 135(4): 339–349.
- SZABÓ J., PÁSZTOR L., BAKACSI ZS., ZÁGONI B., CSÖKLI G. 2000: Kreybig Digitális Talajinformatikai Rendszer (Előzmények, térinformatikai megalapozás). Agrokémia és Talajtan 49(1–2): 265–276.
- SZABÓ J., PÁSZTOR L., BAKACSI ZS. 2005: Egy országos, átnézetes, térbeli talajinformációs rendszer kiépítésének igénye, lehetőségei, lépései. Agrokémia és Talajtan 54(1–2): 41–58.

- SZABÓ J., LÓKI J., TÓTH CS., SZABÓ G. 2007: Természeti veszélyek Magyarországon. Földrajzi Értesítő 56(1-2): 15-37.
- SZILÁGYI T. 1999: Időjárás események Kecskeméten a XVII–XIX. században. Kecskemét Monográfia Szerkesztőség, Kecskemét. p. 473.
- SZILASSI P., POPOV S. 2014: Tájhasználati konfliktusok/Konfliktusok korišćenja zemljišta/Land use conflicts. In: BLANKA V., LADÁNYI ZS. (szerk.): Aszály és vízgazdálkodás a Dél-Alföldön és a Vajdaságban – Suša i upravljanje vodama u južnoj mađarskoj ravnici i Vojvodini – Drought and Water Management in South Hungary and Vojvodina. Szegedi tudományegyetem Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged. pp. 52–57.
- WELCH B. M. 1996: Survival by Association: Supply management landscapes of the Eastern Caribbean. McGill-Queen's University Press, Ithaca, New York. p. 364.

**LAND-USE ANOMALIES OF WATER AFFECTED AREAS  
IN THE MIDDLE PART OF DUNA-TISZA INTERFLUVE (HUNGARY)**

R. DÓKA

Kiskunság National Park Directorate  
6000 Kecskemét, Liszt F. utca 19., e-mail: dokarichi@gmail.com

**Keywords:** periodically water affected areas, wetlands, land-use anomalies, land-use suitability, environmental risks, land-cover change, land-use history

Periodically water affected areas are sites of wetlands with high ecological significance, but at the same time they are from agricultural and constructional-infrastructural aspects, the location of water surplus, too. Besides the nature conservation demands of wetlands, purposes of different land-use (arable farming, grape-growing, building in, etc.) often come up in the more or less regularly water covered reliefs, which is very remarkable because of the limited conditions of utilization. We consider ecological improper utilization as a land-use anomaly, as it is revealed by GIS methods in the middle part of Duna-Tisza Interfluve. We were looking for answers to the questions besides the demonstration of the land-use anomalies whether they occurred in the past, if yes, then what time and to what extent? The land-cover changes characteristic to periodically water-affected areas were analyzed by application of historical, recent and cadastral maps, ortophotos and databases from the end of 19<sup>th</sup> century to our days. Our study area with its 25×25 km extent is a significant part of the surrounding landscape hence the conclusions characteristic to this area are referable to a greater region. Another research objective of our study besides the aforementioned was underpinning that the primer social function in periodically water affected areas is the conservation of wetlands. With this study we try to attract attention to the risks of the frequently occurring surface water and sodden soils in those areas which were altered for economic purposes earlier and where the natural vegetation was previously destroyed. According to our results land-use anomalies concerning water affected areas were not uncommon already in the historical past and they became more frequent in line with the intensifying anthropogenic alteration of landscape. Arable farming is outstanding among various alteration ways, which besides that it causes ecological damages through the ploughing of wetlands and grasslands it is also in the long run irrational because of the risk of inland excess waters. After ground exploitation and filling buildings and water facilities often occur on the periodically water affected areas, while a forestation and the establishment of fruit-plantations have subordinate significance from the view of the alteration of wetlands and they appear only rarely.

## ASZÁLYVIZSGÁLAT LEHETŐSÉGE MODIS MŰHOLDKÉPEKBŐL SZÁMÍTOTT SPEKTRÁLIS INDEXEKEL MAGYARORSZÁGON

GULÁCSI András, KOVÁCS Ferenc

SZTE TTIK Környezettudományi Intézet  
6701 Szeged, Pf. 653., e-mail: gulandras90@gmail.com  
SZTE TTIK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék  
6722 Szeged, Egyetem utca 2-6., e-mail: kovacs@geo.u-szeged.hu

**Kulcsszavak:** aszály, távérzékelés, MODIS, spektrális index, monitoring

**Összefoglalás:** Az aszály hatása a növényzet biofizikai állapotváltozásának jellemzésével, a műholdas távérzékelési adatok alapján számítható spektrális vegetáció- és vízindexekkel és az ezekből képezhető aszályindexekkel számszerűsíthető. A differenciált vegetációindex (DVI), a normalizált differenciált vegetációindex (NDVI) és a továbbfejlesztett vegetációindex (EVI), valamint a differenciált vízindex (DWI) és a normalizált differenciált vízindex (NDWI) értékeket alkalmaztuk, hogy a belőlük számolható differenciált- (DDI) és a normalizált differenciált (NDDI) aszályindex segítségével összehasonlító elemzéseket végezzünk. Az adatsor igazolta, hogy a vízindexek nagyon érzékenyen reagálnak az aszályos körülményekre. A MODIS műholdkép alapú vizsgálatunkban a DDI és az NDWI teljesített a legjobban, amit bizonyít a Pálfai-féle aszályindexszel (PAI) fennálló szoros kapcsolatuk. Az indexek Pálfai-féle aszályindexre (PAI) történő átszámításával, kielégítő pontosságú, 8 napos PAI-értékeket tudunk meghatározni MODIS műholdképek alapján.

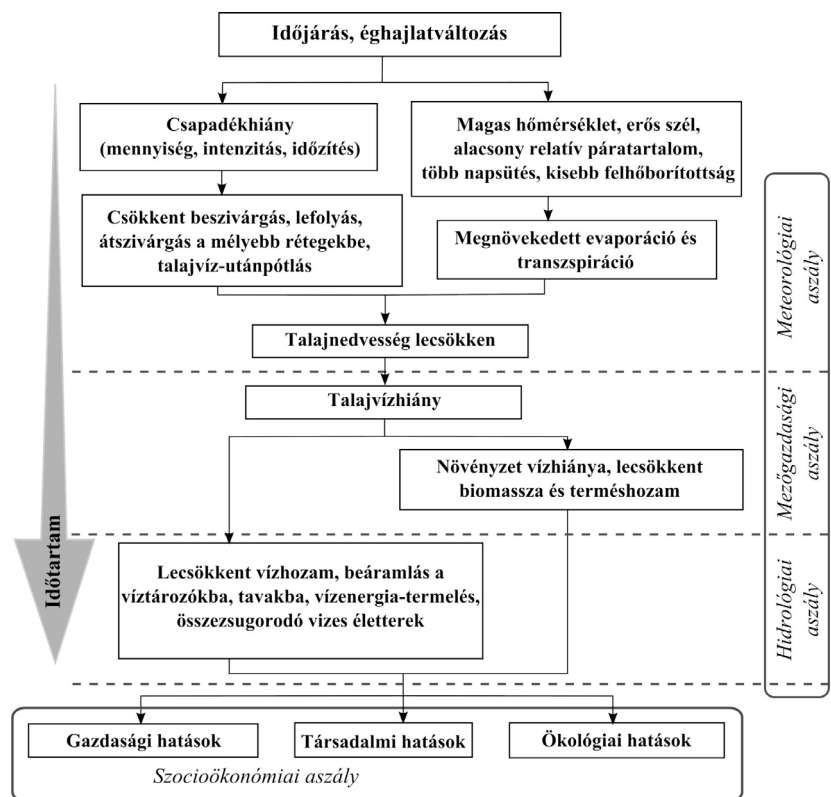
### Bevezetés

Napjaink egyik megoldásra váró környezeti problémája a Kárpát-medencében a vízhiány, amely egyike a legnagyobb veszélyeknek és különösen a mezőgazdaságnak okoz komoly károkat az aszályos években (RAKONCZAI 2011). Vízhiányról akkor beszélhetünk, ha a társadalmi és az élővilág támasztotta igényeket a vízkészlet alulmúlja. Ezt okozhatja a rendelkezésre álló erőforrások szűkösége, azok elégtelen kihasználtsága és/vagy a társadalmi igények megnövekedése. Amikor a vízigényt a csapadék nem képes kielégíteni, mert a várthoz, illetve a normálshoz képest nagy hiány jellemző, amely a tenyészidőre vagy hosszabb időszakokra is kiterjed, akkor – Nemzetközi Öntözési és Vízrendezési Szövetség (International Commission on Irrigation and Drainage) útmutatója szerint – aszályról beszélhetünk.

Az aszály nehezen definiálható, mivel nehezen meghatározható a kezdete, a vége, nehéz számszerűsíteni a hatásait. A légköri aszályt a sokévi átlagnál lényegesen kevesebb lehullott csapadék jellemzi, ehhez párosul az átlagot meghaladó léghőmérséklet és az alacsony relatív nedvességtartalom (1. ábra). Ez közvetlenül érinti a mezőgazdasági termelést (mezőgazdasági aszály), amely legtöbbször szemmel és műholdról látható a növények fiziológiai állapotán, és jelentősen csökkentheti a termésmennyiséget. Ennek hosszától és erősségétől függően a talajnedvesség-tartalom a hasznosítható vízkapacitás tört részére csökken (talajaszály). Ha a vízgyűjtőt meteorológiai aszály sújtja, akkor a tározók, tavak és folyók vízszintje, illetve vízhozama lecsökken (hidrológiai aszály) (PÁLFAI 2004, SZALAI 2012). Az aszály jelentőségét helyi sajátosságok is módosítják; pl. porózusabb, vastagabb termőrétegű talaj több hasznosítható vizet tud befogadni és tározni, így a homok-, az agyagtalajok, szikesek hátrányosak. A mezőgazdasági aszálynál pedig figyelembe kell venni a gradációk ráerősítő hatását, amelyre jó példa a 2014. évi pocokfelfszaporodás (NÉBIH 2014).

A tartósan fennálló aszály miatti gazdasági károk mellett társadalmi károk is jelentkeznek (pl. árdrágulás, vízkorlátozás), valamint az aszály felerősítheti a társadalmi rétegek alapvetően is meglévő sebezhetőségét (WISNER et al. 2004). Szocioökonómiai aszályról beszélünk, amikor a gazdasági javak iránti kereslet, a vízellátáshoz kötődő természetes deficit eredményeképpen, meghaladja a kínálatot (WILHITE és GLANTZ 1985). Az ökológiai hatásokhoz értendő

az aszályok élővilágra gyakorolt közvetett hatásai, pl. a legyengült egészségi állapotú erdőket a kártevők könnyebben támadják meg, az erdőtüzek kitörését elősegíti a száraz avartakaró, a tavak vízszintjének csökkenése és vízhőmérséklet emelkedése káros a halállományra nézve stb., amelyek gazdasági kárral is járnak.



1. ábra Különböző aszálytípusok kialakulásának folyamata (National Drought Mitigation Center alapján)  
Figure 1. The process of formation of different drought types (National Drought Mitigation Center, modified)

Az aszály sokkal inkább relatív, mint abszolút állapot, amelyet minden régióban és minden élőlénycsoportra külön kell értelmezni. Minden aszály különbözik a másiktól intenzitásában, időtartamában, területi kiterjedésében. Mezőgazdasági szempontból az aszály egy adott szántóföldi, illetve erdőterületen lévő növényállomány tartós és jelentős mértékű vízhiánya, ami nagymértékben behatárolja a növény életfolyamatait. Növény nélkül a mezőgazdasági aszály nem értelmezhető, mert az egyes növények különbözőképpen reagálnak az azonos mértékű szárazságra (VERMES 2000).

Az aszály gyors és költséghatékony értékelésével, esetleg előrejelzésével, lehetővé válhatna a vízvisszatartás rugalmasságának növelése. Optimalizálni lehet a vízelosztást, annak megfelelően, hogy hol van nagyobb szükség a vízre. Fel lehet készülni a szárazságra öntözési és ökológiai célú víztöbblet előre betározásával. A vízügyi szervezetek működését segítő operatív munkában kihagyhatatlan a távérzékelési módszertan. Jelen tanulmány célja a monitoring lehetőségének a vizsgálata, de ez a későbbiekben jó alapot teremthet az előrejelzés kidolgozásához.

### Az aszályérzékenység és néhány mutatószáma

Az aszályosság téridőben való nyomon követésére számos meteorológiai (statisztikai) és távérzékelési módszereken alapuló mérőszám létezik; több mint 100 index ismert (ZARGAR 2011). A PALMER által leírt (1965), csapadék, hőmérséklet és talajnedvesség adatokból számítható Palmer-féle aszályossági indexet (PDSI), hazai mintaterületen is alkalmazták (HORVÁTH 2002). A népszerű standardizált csapadék indexhez (SPI) legalább 30 év hosszú csapa-

dék adatsorra van szükség. Az adatsor empirikus valószínűségi eloszlására illesztett gamma eloszlást kell normál eloszlássá transzformálni; a valószínűségek lesznek az SPI értékei (McKEE ET AL. 1993). A módszer magyarországi elemzésekben is népszerű (DMCSEE 2010-14, BLANKA ET AL. 2014). Az evapotranspiráció és a potenciális evapotranspiráció hányadosából (ET/PET), illetve az NDVI-ből számítható aszályossági index (DSI) értékeit MU et al. (2013) MODIS szenzorokra alkalmazta.

A Magyarországon általánosságban elterjedt Pálfai-féle aszályindex (PAI) meteorológiai (napi hőmérséklet, napi csapadék) adatsorokból képezhető alapértékét korrekciós (empirikus) tényezőkkel megszorozva kapjuk meg a tényleges aszályindex-értéket, a PAI-t (PÁLFAI 1989). FIALA et al. (2014) az index egyszerűbben használható formájával, a havi középhőmérséklettel és havi csapadéértékekkel számoló PaDI (Palfai Drought Index) térinformatikai feldolgozásával elemez magyar és szerb területeket.

NÉMETH et al. (2004) mezőgazdasági aszályérzékenységi térkép készítése során az évi csapadékösszeg sokévi átlagát, a talajvíz mélységét, a lejtőkiettséget és a lejtőszöveget, a talajtani jellemzőket (vízgazdálkodás, genetikai talajtípus, stb.), a földhasználatot az aszályt elősegítő, illetve az aszályt csökkentő voltak szerint súlyozta, összegezte. A tanulmányunkban vizsgált, multispektrális szenzoradatokra támaszkodó spektrális indexek alkalmasak lehetnek a módszer kiegészítésére, vagy önálló vizsgálatra kis és nagy léptékben egyaránt. KOVÁCS (2012) a normalizált differenciált vegetációindex (NDVI) és a továbbfejlesztett vegetációindex (EVI) szerint meghatározott biomassza-termelékenység időszora alapján határozta le az aszályveszélyes területeket.

### Anyag és módszer

A MODIS Terra műholdképekre számított aszályindexek alkalmasnak bizonyulhatnak az aszály rövid távú téridőbeli változásainak a nyomon követésére, regionális léptékben. A nagy, 1 napos időbeli felbontás lehetővé teszi a környezeti változások folyamatainak a vizsgálatát. Az adatfeldolgozás során számos, gyárilag előre kalibrált terméket állítanak elő, melyek ingyenesen elérhetők (pl. USGS DATAPOOL adatbázis). A kompozitképek az eredeti műholdképpixelek optimális kiválasztása alapján 8 vagy 16 napos időszakból származó felvételekből tevődnek össze. A kompozitkép cellaértékek mindig a legjobb adatminőségű képpontokból állnak (VERMOTE és KOTCHENOVA 2008). A kiválasztás kiterjed a megfigyelési-, megvilágítási geometriára, a légkör állapotára és a felhőzet mennyiségére. Július első fele az egyik legalkalmasabb időpont, a növények csapadéki igényének fontos szerepe miatt (PÁLFAI 2004), viszont aratás után már nem célszerű időpontot választani, mert a szántóföldek így aszályosnak osztályozódhatnak (a búza aratásának ideje Magyarországon június végétől július közepéig tart). Az ettől eltérő gyakorlat és más kultúrák, valamint egyéb felszínborítási kategóriák természetesen bizonytalanságot visznek a módszerbe. Vizsgálatainkhoz egy júniusi és egy júliusi időpontot választottunk.

Az aszályindex számításához a MOD09A1 (Collection 5) 8 napos, 500 méteres felbontású felszíni reflektancia kompozitképeket (Surface Reflectance 8-Day L3 Global 500m SIN Grid) használtuk (1. táblázat). A sávok értékei meg vannak szorozva 10000-el, amin a számítások során nem változtattunk. A júniusi időpont: 9–16. (illetve 10–17.), míg a júliusi felvételek döntő része a 12–19. (illetve 11–18.) közötti időszakból származik. Különböző időpontokat a kedvezőtlen felhőborítás miatt választottunk.

1. táblázat A MOD09A1 8-napos felszíni reflektancia kompozitkép spektrális sávjai (VERMOTE és KOTCHENOVA 2008)

Table 1. Spectral bands of MOD09A1 surface reflectance 8-day composites (VERMOTE and KOTCHENOVA 2008)

MOD09A1 sávok	hullámhossz (nm)
1 (vörös)	620-670
2 (közeli infravörös)	841-876
3 (kék)	459-479
4 (zöld)	545-565
5 (SWIR 0)	1230-1250
6 (SWIR 1)	1628-1652
7 (SWIR 2)	2105-2155

\* SWIR: short-wave infrared

Az 16 napos összesítésű, 500 méteres részletességű EVI kompozitképeket készen kapjuk; MOD13A1 EVI (Vegetation Indices 16-Day L3 Global 500m SIN Grid). A felvételek június 9–24. (illetve 10–25.) és július 11–26. (illetve 12–27.) közötti időintervallumból valók. A MODIS katalógus H/V 19/4 (Lat/Long 45/21,2) felvételeit töltöttük le az adatbázisból, összesen 60 db felvételt dolgoztunk fel. A kompozitképek nem teszik lehetővé a MODIS napi időfelbontását kihasználó 8, vagy 16 napnál rövidebb időskálán bekövetkező változások megfigyelését, de a rendelkezésre álló adatbázis még így is jó időfelbontású és hosszabb időtartam vizsgálatára ad módot.

A spektrális sávokhoz készített minőségellenőrző és állapot sávok (Quality Control és State Flag) pixelenkénti információt szolgáltatnak az adatok minőségéről, pontosságáról, következetességéről (pl. felhőborítás és -árnyékolás, hibás detektor, extrém kiugró érték, aeroszolok mennyisége, a nap zenitszöge). A minőség- és az állapotsávok az adatokat decimális számokként tárolják, amelyet át kell konvertálni 32, illetve 16 bites bináris sorozatokká, hogy kinyerjük belőlük a képpontok kiértékeléséhez szükséges információkat.

A MODIS adatok vizsgálata előtt ki kell zárni a hibás, pontatlan vagy következtelen értékekkel rendelkező képpontokat. A minőség, a felhőborítás és a felhőárnyék maszk kinyerése a 32/16 bites bináris minőség- és állapotsávokból történt, amelyhez az eszközök egy részét a MODIS szárazföldi minőségértékelő csoportja bocsátotta a felhasználó közösség rendelkezésére (ROY et al. 2002). Általános szabály, hogy a kisebb értékek jobb (0 a legjobb), míg a magasabb értékek rosszabb minőséget jelölnek. A helytelen pixelértékek a spektrális sávok előre definiált nincs adat értékét kapták (−28672). A művelet elvégzésében egy saját, C nyelven írt program segített (MODIS Quality Control Tool néven), ami ASCII GRID formátumban olvassa be a sávok adatait. A MOD13A1 adatoknál az előre definiált nincs adat érték a −3000. A meghatározott feltételek szigorúsága hasonló a MOD09A1 és a MOD13A1 esetén.

Az adatok pontosságát meghatározza a felhőszűrés pontatlansága, a megfigyelési és megvilágítási geometriai helyzetek váltakozása, az átlagoláshoz felhasznált felhőszűrt adatok eltérő mennyisége, vagy a légköri korrekció pontatlansága. Az adatbázis úgy is tisztítható, hogy nem vesszük figyelembe sem a 40 foknál nagyobb zenitszögű, sem a 25%-nál kisebb adatlefedettséget biztosító áthaladásokat (KERN et al. 2014); ez a módszer a tanulmányban nem került alkalmazásra.

Az adatok feldolgozását előkészítését nyílt forráskódú térinformatikai program környezetben végeztük el: SAGA GIS 2.1.2, QGIS 2.4-Chugiak (Python 2.7.5, GDAL 1.11.0, GRASS GIS 6.4.3 integrálva), R 3.1.2. statisztikai szoftver, MODIS Reprojection Tool 4.1, LDOPE Tools 1.7 és Code:Blocks 10.05.



## A vizsgálati módszertan

A MOD09A1 adatokkal történő aszálylehatárolásnak eddig egyetlen létező módszere a normalizált differenciált aszályindex (NDDI). Az NDDI az NDVI és az NDWI (normalizált differenciált vízindex) spektrális indexekből származtatható (1-1) (GU et al. 2007):

$$\text{NDDI} = (\text{NDVI} - \text{NDWI}) / (\text{NDVI} + \text{NDWI}) \quad (1-1)$$

ahol:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR}_{858 \text{ nm}} - \text{vörös}_{645 \text{ nm}}) / (\text{NIR}_{858 \text{ nm}} + \text{vörös}_{645 \text{ nm}}),$$

$$\text{NDWI} = (\text{NIR}_{858 \text{ nm}} - \text{SWIR}_{2130 \text{ nm}}) / (\text{NIR}_{858 \text{ nm}} + \text{SWIR}_{2130 \text{ nm}}),$$

NIR: közeli infravörös, SWIR: rövidhullámú infravörös.

A ROUSE et al. (1973) által kifejlesztett NDVI a növényzetborítás biofizikai állapotának jellemzésére használatos. Ha több látható fényt abszorbeál a növény, miközben közeli infravörös sugárzásnál sokat reflektál, akkor dúsabb és egészségesebb a növényzet. Magasabb NDVI-érték a levélzet nagyobb életerejét és fotoszintetikus kapacitását jelzi.

Az NDWI a növénylombozat nedvességtartalmának jellemzésére való. A növényekben található víz abszorpciója a 858 nm körüli tartományban elhanyagolható, míg a 2130 nm körüli hullámhossz-tartományban magas. Ha csökken a víztartalom, akkor ebben a tartományban megnő a reflektancia. CHEN et al. (2005) MODIS műholdak használatával kukorica és szójabab nedvességtartalmának becslésére használta a  $\text{NIR}_{858 \text{ nm}}$  és a  $\text{SWIR}_{1640 \text{ nm}}$ , illetve  $\text{SWIR}_{2130 \text{ nm}}$  sávokra számított spektrális indexeket. Mindkettő lehetőséget mutatott a vegetáció-nedvességtartalom becslésében. Ez az NDWI a GAO (1996) által kifejlesztett változat. GU et al. (2007) MOD09A1 adatbázisra támaszkodó vizsgálatában az NDWI erősebben reagált az aszályos állapotokra, mint az NDVI. Aszályos körülmények között mindkét változó értéke alacsonyabb volt ( $\text{NDVI} < 0,5$  és  $\text{NDWI} < 0,3$ ), mint aszálymentes viszonyok között ( $\text{NDVI} > 0,6$  és  $\text{NDWI} > 0,4$ ).

A sekély, vagy magas hordaléktartalmú vízfelületeknél a MODIS légköri korrekció nem tökéletes. A fitoplankton jelenlét, vagy a lebegtetett hordalék koncentráció növeli az infravörös reflektanciát (CHEN et al. 2013, WANG et al. 2013), így a vízfelületek egyes részei az NDDI esetén aszályosnak osztályozódhatnak. Jelen tanulmányt képező vizsgálatnál csak a Balatont zártuk ki a vizsgálatból.

Az NDDI számítása során az értékek nagy része  $-1$  és  $+1$  közötti intervallumba transzformálódik, azonban – az előfeldolgozás ellenére – szélsőségesen kiugró értékek (ezres nagyságrendben) is keletkeznek, ami statisztikai elemzéseknél komoly hátrányt jelent; lehetetlenné tesz például a klaszteranalízis használatát. A differenciált aszályindex (DDI) használatával relatív értelemben lényegesen kisebb kiugró értékek keletkeznek, mint az NDDI-nél, ugyanis ez esetben egy széles értéktartományba esnek az értékek. Ezért a normalizált differencia index helyett egyszerűen csak differencia indexszel számolunk (1-2):

$$\text{DDI} = \text{DVI} - \text{DWI} \quad (1-2)$$

ahol:

$$\text{DVI (differenciált vegetáció index)} = \text{NIR}_{858 \text{ nm}} - \text{vörös}_{645 \text{ nm}},$$

$$\text{DWI (differenciált víz index)} = \text{NIR}_{858 \text{ nm}} - \text{SWIR}_{2130 \text{ nm}}.$$

Az új, optimalizált indexek, mint amilyen az EVI is, hibridként egyesítik más mérőszámok jellemzőit. Az EVI az NDVI korrekciós tényezőkkel ellátott változata, minimalizálja a légköri zavaró hatásokat és eltávolítja a talaj-fényesség indukálta változásokat (1-3) (SOLANO et al. 2010):

$$\text{EVI} = G \cdot ((\text{NIR}_{858 \text{ nm}} - \text{vörös}_{645 \text{ nm}}) / (\text{NIR}_{858 \text{ nm}} + C_1 \cdot \text{vörös}_{645 \text{ nm}} + C_2 \cdot \text{kék}_{469 \text{ nm}} + L)) \quad (1-3)$$

ahol:

NIR/vörös/kék sávok: légkörileg helyesbített felszíni reflektancia értékek,

L: lombozat háttér igazítás a nem lineáris, differenciális közeli infravörös és látható vörös, levélen keresztül történő sugárzási átvitel korrigálására,

$C_1$ ,  $C_2$ : aeroszol-ellenállás együtthatók (ami a látható kék sávot használja a légköri aeroszolok zavaró hatásainak az ellensúlyozására a látható vörös sávban)

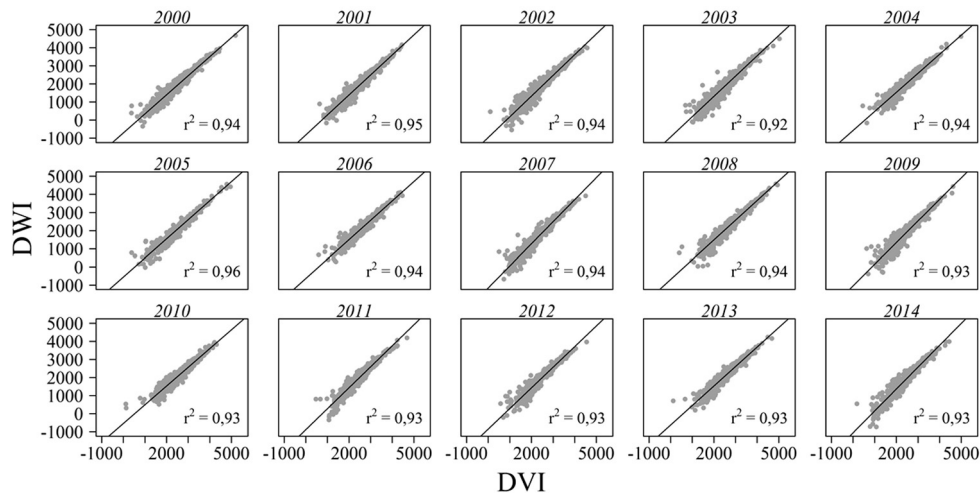
G: erősítés vagy skálázási tényező.

Az együtthatók értékei:  $L=1$ ,  $C_1=6$ ,  $C_2=7,5$  és  $G=2,5$ .

Az aszályosságot elsősorban síkvidéken vizsgáljuk, így nem okoz gondot, ha a DDI nem számol a különböző megvilágításból, lejtésből adódó sugárzásbeli eltéréseket kiküszöbölő normalizálással.

### A DWI-DVI és az NDWI-NDVI közötti kapcsolat

Az NDDI és a DDI indextényezők közötti kapcsolat jellemzésére lineáris regressziót számítottunk, amelyet véletlen mintára futtattunk le, 500-600 elem alapján. Minden időpontra ugyanazokat a pixeleket válogattuk le. A DWI és a DVI között rendkívül erős kapcsolat áll fenn, a determinációs együtthatók értékei júniusban 0,88 és 0,95 között, júliusban 0,92 és 0,96 között mozognak (2. ábra). Az NDVI és az NDWI közötti kapcsolat gyengébb, a determinációs koefficiensek nagyobb változékonyságot mutatnak ( $r^2$  értékek 0,66-0,85 és 0,78-0,91 között).



2. ábra A differenciált vegetáció- és vízindex közötti kapcsolat a júliusi időpontban.  
Figure 2. Connection between the DVI and DWI on the examined date in July

Az NDVI-t évtizedek óta eredményesen használják vegetáció vizsgálatára (ROUSE et al. 1973). A korrelációs együtthatók bizonyítják a vízindexek használhatóságát az aszályok vizsgálatában, mivel a növényzet klorofill- és nedvességtartalma nagyon szorosan együtt mozog. Az NDWI-NDVI közötti kapcsolat önmagában érvényesíti a biomassza nedvességtartalmát meghatározó vízindexeket, vagyis a növényzet aszályra adott válaszában a vizsgálatára alkalmas az NDWI és a DWI is, habár nem elterjedt a használatuk.

## Eredmények

### Az aszály kiterjedésének meghatározása DDI és NDWI alapján

Az aszálykategória értékhatárok megadásánál a klaszteranalízis előnye, hogy a magukból az adatokból nyeri ki az információt. FORGY (1965) minimális spektrális távolságok módszere alapján először a DDI-re futtattunk klaszteranalízist. Nyolc kimenő osztály esetén hozta a legjobb eredményt az eljárás. Jól elkülönülő, hasonló mértékű aszályos pixeleket tartalmazó osztályok jöttek létre.

A DDI átlagot számoltunk a vizsgált időpontokra, majd az időpontonként vett átlagokat is átlagoltuk ( $DDI_{\text{június}}=505,67$  és  $DDI_{\text{július}}=520,95$ ). Ha a DDI középértéke meghaladja ezt az átlagértéket, akkor az év aszályosnak tekinthető. Ez alapján júniusban 2000-2003 és 2009, míg júliusban 2000-2003, 2007, 2009, 2012 és 2014 tekinthetők aszályos éveknek. Az aszályos évek DDI átlagértékeiből számtani átlagot képeztünk ( $DDI_{\text{június}}=578,86$  és  $DDI_{\text{július}}=586,25$ ), hogy megkapjuk a DDI-nek a vizsgált időpontokra vonatkozó aszályossági küszöbértékét. Adott osztály aszályosnak tekinthető, ha az osztályközepe meghaladja ezt a küszöbértéket. Az aszályos, illetve a nem aszályos évek átlaga közötti különbség a két hónap idősorára vonatkozóan 122, illetve 140. Az osztályközepek alapján a különböző időpontokból származó osztályokból négy aszálykategória különíthető el (2. táblázat). Az aszályos és nem aszályos DDI-értékek közti határérték ( $DDI=650$ ) magasabb az aszályossági küszöbértéknél, így nem becsültük túl az aszály kiterjedését a nem aszályos években. A DDI értékét befolyásoló egyik tényező, a DWI átlagértéke júliusban az aszályos években 1856, míg a hűvösebb és nedvesebb években 2197 volt. A másik tényező, a DVI esetében az értékek 2442, illetve 2639. A különbségek alapján a DWI jobban reagál az aszályos állapotokra. A júniusi értékeknél is a DWI mutat nagyobb differenciát, igaz kisebb mértékben; 189 (aszály átlag 2082, aszály hiányában 2271), a 107-et adó DVI-vel szemben. A vízindexek érzékenyebbek az aszályra, mint a vegetációindexek.

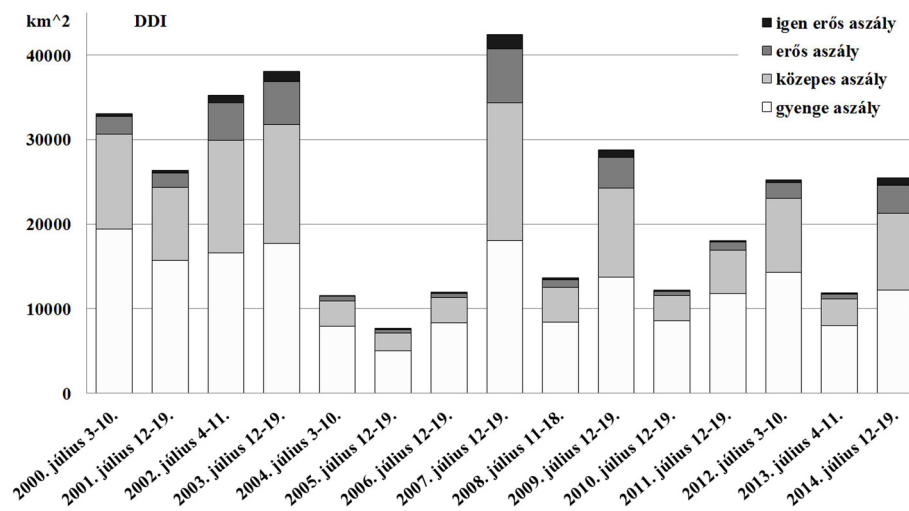
Az NDDI-nél tapasztalt statisztikai problémák miatt, a vízindexek érzékenységét kihasználva az aszályossági kategóriákat az NDWI-re számoltuk ki, de a nem aszályos területeket is felosztottuk a nedvességtartalom nagysága szerint (2. táblázat).

A klaszterközepek átlagolásából nyert értékhatárok jobban elkülönítik az aszálykategóriákat, mintha az átlagnál nagyobb értékeket csak egyenlő intervallumokra osztottuk volna.

2. táblázat A júliusi adatsor alapján kialakított aszályossági kategóriák DDI és NDWI  
Table 2. The created drought categories based on DDI and NDWI in July

DDI-kategóriák	Leírás	NDWI-kategóriák	Leírás
$DDI < 0$	Nedves, vízborítás	$0,7 \leq NDWI$	Igen nagy nedvességtartalom
$0 \leq DDI < 650$	Nem aszályos	$0,6 \leq NDWI < 0,7$	Nagy nedvességtartalom
$650 \leq DDI < 812$	Gyenge aszály	$0,6 \leq NDWI < 0,5$	Közepes nedvességtartalom
$812 \leq DDI < 1053$	Közepes aszály	$0,4 \leq NDWI < 0,5$	Alacsony nedvességtartalom
$1053 \leq DDI < 1319$	Erős aszály	$0,3 \leq NDWI < 0,4$	Gyenge aszály
$1319 \leq DDI$	Igen erős aszály	$0,2 \leq NDWI < 0,3$	Közepes aszály
		$0 \leq NDWI < 0,2$	Erős aszály
		$NDWI < 0$	Igen erős aszály

Az aszálykategóriák meghatározásánál az NDWI-nél kihagytuk a gyenge aszály kategóriát, mert azzal túlbecsültük volna az aszály kiterjedését; az NDWI esetén a 0,3-nél kisebb értékű cellák aszályosak. Így a DDI és NDWI szerinti eredmények jól egybevágnak ( $r^2=0,91$ ). Az aszályos éveket tekintve a DDI általában több aszályos területet mutat (3. ábra).



3. ábra Az aszályllyal érintett területek nagysága a júliusi időpontokban, a DDI szerint.  
Figure 3. Extent of drought affected areas in July according to DDI

A DDI szerint az aszály kiterjedése a vizsgált időszak júliusában átlagosan 22 778 km<sup>2</sup> volt, a várakozásnak megfelelően 2000-2003, 2007, 2009, 2012. és 2014. években haladta meg ezt a középértéket. Az aszály területi kiterjedése DDI szerint 2005-ben, NDWI szerint 2004-ben volt a legkisebb Magyarországon (7669 km<sup>2</sup>, illetve 7454 km<sup>2</sup>). A legnagyobb aszály, a 2007. évi DDI alapján 42 452 km<sup>2</sup>-t érintett. NDWI esetében a 2000. év 2007-nél kicsit több területet érintett (35 846 km<sup>2</sup>), de az erősen és az igen erősen aszályos területek nagysága itt is 2007-ben csúszosodott ki (a DDI esetében még a közepesen erős aszályterületek is). A legaszályosabb évek rangsorában ezek után 2003 és 2002 következik. Nagy különbséget mutatnak a differenciált aszályindex középértékei 2007-ben, ami arra utal, hogy az az évi súlyos aszály júliusban jelentkezett először. Ezzel szemben, a 2003-as aszály már júniusban is erősen érzékelhető volt. Egymást követő évek közötti különbség szempontjából kiemelhetők a 2003–2004, valamint 2006–2007 évek. A júliusi időpontok NDWI alapú aszályosságának földrajzi eloszlását mutatja a 4. ábra, ahol jól látható a Duna-Tisza köze aszályllyal szembeni nagy érzékenysége.

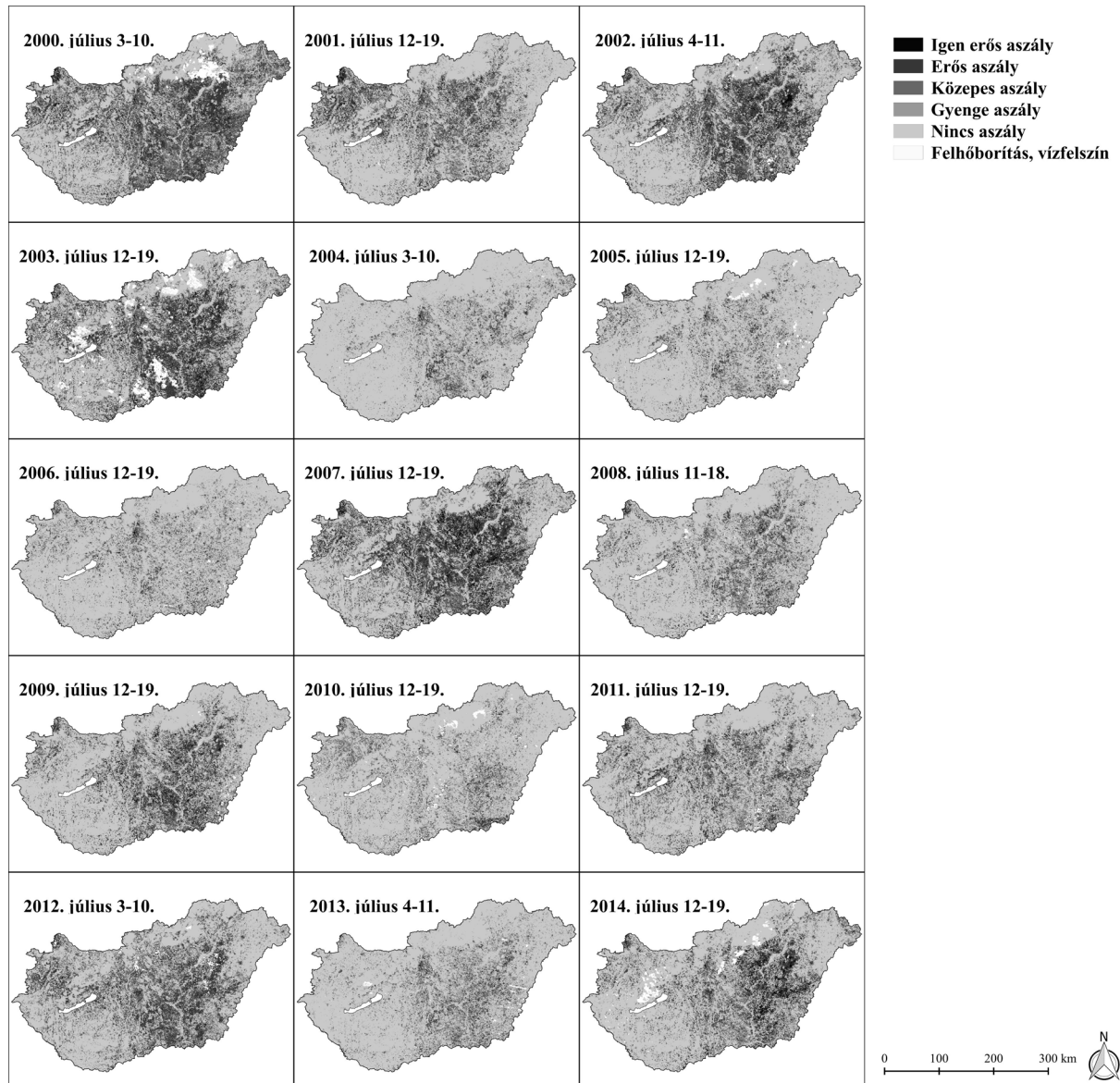
### Eredményeink összevetése a referenciaadatokkal

A spektrális indexek érvényességének megállapítására értékeinknek a Pálfai-féle aszályindexszel való kapcsolatát vizsgáltuk Magyarország teljes területére, valamint az Alföldre. PÁLFAI (2011) alapján a nagytáj nyugati határát a Duna középvonalában húztuk meg. Az országos PAI-t a Nemzeti Aszálystratégia vitaanyaga tartalmazza (VIDÉKFEJLESZTÉSI MINISZTERIUM 2012).

A spektrális indexek teljesítőképességének értékelésére összevetettük őket a KSH alábbi referenciaadataival; gabonafélék<sup>1</sup> termésátlaga (2000–2013), a búza és a kukorica termésmennyisége (2000–2012), a mezőgazdasági öntözővíz-felhasználás (összes értékesített víz öntözésre, beleértve a rizstermelést, 2000–2011). Az adatok csak a mezőgazdasági területekre vonatkoznak ezért a DDI adatokból a CORINE Land Cover 2012 adatbázis "nem-öntözött szántóföldek" kategória szerinti területeket vágtuk ki. Jelenlegi dolgozatunkban a búza, kukorica, gabona termésterületeket is a CLC 2012 szántóterületeihez tudtuk viszonyítani. A mezőgazdasági területek KERN et al. (2014) szerint az adatsor ismeretében is lehatárolhatók, mivel

<sup>1</sup> Búza, durumbúza, rozs, árpa, zab, triticales, kukorica, kétszeres, rizs, egyéb kalászosok (indián rizs, köles, kanárimag, cirok, pohánka).

adott évben a hasonló vegetációs ciklussal rendelkező szántóföldi növények általában hasonló módon fejlődnek.



4. ábra Az aszályos területek földrajzi eloszlása az NDWI alapján, a júliusi időpontokban.

Figure 4. Geographic distribution of drought areas according to NDWI in July

A júniusi spektrális index értékek nem teljesítettek olyan jól, mint a júliusi értékek. A Pál-fai-féle aszályindexszel fennálló kapcsolatok gyengének bizonyultak az Alföld területére nézve és országosan egyaránt. Itt az összetett aszályindexek (DDI, NDDI) teljesítettek valamivel jobban (DDI és országos PAI között  $r^2=0,54$ , míg az NDDI és alföldi PAI között  $r^2=0,52$ ). A termésadatokkal fennálló korrelációk nagyon gyengék, leszámítva a búza évi termésmennyisége és az EVI, illetve a DWI között fennálló valós kapcsolatot ( $r^2=0,62$ ). Az öntözővízzel egyik index sem mutat kapcsolatot.

A kapcsolatok értékei júliusban a várakozásnak megfelelően alakultak. A DDI, az NDDI és a PAI értékek között monoton növekvő, míg a vegetáció- és vízindex értékek és a PAI értékek között monoton csökkenő trend figyelhető meg. Az aszályindexek és a termésadatok között fordított arányosság áll fenn, míg öntözővíz-használattal egyenes arányosságban állnak. A vegetáció- és vízindexeknél fordított a helyzet: a termés és a spektrális indexek között egyenes

arányosság, illetőleg az öntözővíz-használat esetén fordított arányosság figyelhető meg. A normalizált differenciált indexek erősebb kapcsolatot mutatnak a statisztikai adatokkal, mint a különbségindexek; leszámítva a DDI-t, ami az NDDI-hez hasonlóan teljesített (3. táblázat).

A júliusi korrelációs együtthatók alapján nem az aszályindexek teljesítettek legjobban, hanem az NDWI. A NDWI és az alföldi PAI kapcsolata a legerősebb az adatsorban; és az index az országos PAI értékkel is erős kapcsolatot mutat. A mezőgazdasági területeken a gabona termésátlag–NDWI és a kukorica termésátlag–NDWI kapcsolatok is erősek és az öntözővíz-használatnál is meglepően magas a determinációs együttható. A DWI sem sokkal maradt el a fenti értékektől, csak az öntözővíz esetén szerepelt gyengébben.

3. táblázat Az indexértékek determinációs együtthatói ( $r^2$ ) a júliusi adatsor szerint.

Table 3. Performance comparison of indices according to values of the coefficient of determination ( $r^2$ ) in July

Index	PAI <sub>Alföld</sub>	PAI <sub>ország</sub>	Gabona [kg/ha]	Kukorica [kg/ha]	Búza [kg/ha]	Öntözővíz [millió m <sup>3</sup> ]
MOD09A1						
DDI	0,87	0,81	0,67	0,63	0,37	0,51
NDDI	0,85	0,77	0,65	0,64	0,31	0,48
DWI	0,81	0,75	0,79	0,77	0,47	0,52
NDWI	0,90	0,80	0,80	0,78	0,48	0,64
DVI	0,60	0,62	0,69	0,68	0,42	0,42
NDVI	0,78	0,71	0,72	0,73	0,44	0,64
MOD13A1						
EVI	0,63	0,67	0,81	0,76	0,41	0,35

A DDI esetében igen erős a kapcsolat a PAI-val mind az Alföldön, mind pedig az ország egész területén. A gabonafélék termésátlagával, a kukoricatermésével közepesen erős a kapcsolat, míg a mezőgazdasági vízfelhasználással gyenge kapcsolat áll fenn.

A vegetációindexek közül a DVI és EVI kapcsolata a gabona és a kukorica termésátlagával erősebb, mint a DDI vagy az NDDI esetén. Az NDVI és a PAI között erősebb kapcsolat áll fenn. A gabona termésmennyiségével és a kukorica terméshozamával hasonló erősségű kapcsolatot mutat, mint a DVI. A mezőgazdasági öntözővíz-felhasználás és az NDVI közötti kapcsolat erőssége – holtversenyben az NDWI-vel – a legnagyobb a vizsgált indexek közül.

A búza aratási időszakában a learatott táblák spektrális index átlagát hasonlítottuk a termésmennyiséghez, így a búza termésátlagaira vonatkozó regressziók nem érvényesek. Az egyes gabonafélék termésterületeit nem különítettük el egymástól.

A DDI–PAI, illetve az NDWI–PAI között felállított erős lineáris összefüggések lehetővé teszik az említett spektrális indexek PAI-ra történő átszámítását, amelyet a 1-4 egyenletnél az Alföldre mutatunk be. Így nyomon lehet kísérni az aszály alakulását a PAI-val is (5. ábra).

$$\begin{aligned} \text{DDI} &= +39,543 \cdot \text{PAI} + 349,980 & (1-4) \\ \text{PAI} &= +0,022375 \cdot \text{DDI} - 7,103061 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{NDWI} &= -0,025268 \cdot \text{PAI} + 0,558166 & (1-5) \\ \text{PAI} &= -36,082 \cdot \text{NDWI} + 20,697 \end{aligned}$$

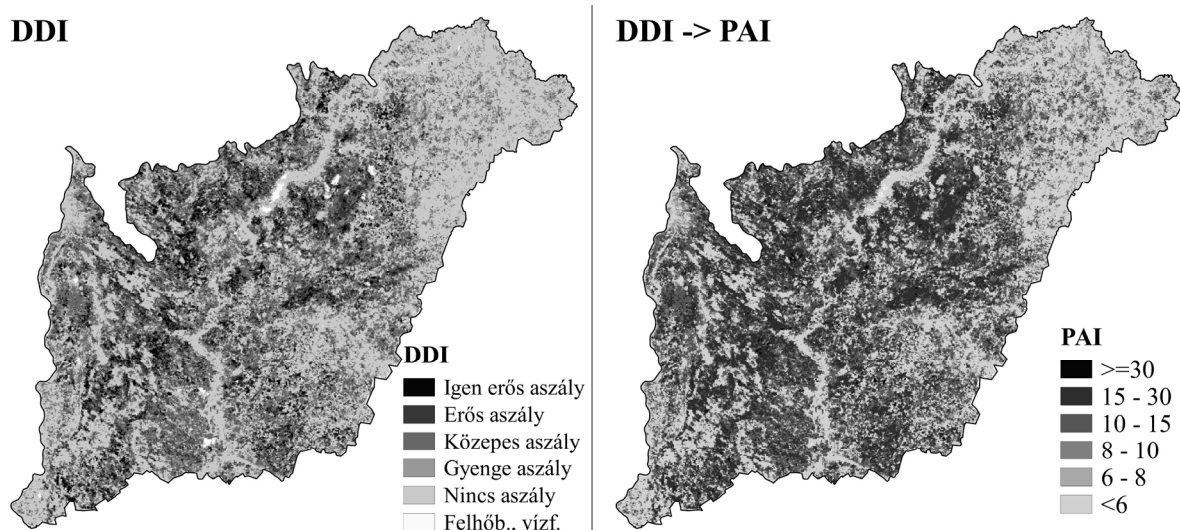
### Eredmények és megvitatásuk

Az új távérzékelésen alapuló aszályindex, a differenciált aszályindex várakozáson felül teljesített a vizsgálat során, ezt bizonyítja a Pálfai-féle aszályindexszel fennálló nagyon szoros kapcsolata. Igaz, hogy a DDI és az NDDI aszályindexek kombinálják a víz- és vegetációindexeket, de mégsem teljesítettek jobban az NDWI-hez képest, ami a ma létező legjobb vegetáció-nedvességtartalom index. A DDI–PAI, illetve az NDWI–PAI között felállított erős lineáris összefüggések lehetővé teszik az említett spektrális indexeknek a Pálfai-féle aszályindex-

re történő átszámítását, így MODIS műholdképek alapján, kielégítő pontossággal 8 napos PAI-értékeket tudunk meghatározni.

Eredményeink igazolják, hogy a jövőben várhatóan előtérbe kerülnek majd azok az indexek, amelyek a növényzet víztartalmában bekövetkező változásokat érzékelik, mivel aszály esetén gyorsabban következik be a növényzet vízvesztesége, mint a klorofilltartalom csökkenése, így a vízindexek érzékenyebben követik a levélzet biofizikai változásait.

A DDI megfelelően teljesített az aszály érzékelésében, mégsem feltétlenül a legjobb választás. A termésadatokkal még az NDVI is szorosabb kapcsolatot mutat, mint a DDI vagy az NDDI (de az EVI, mint optimalizált index, sem teljesített jobban, mint az NDVI).



5. ábra A DDI-ből számított Pálfai-féle aszályindex-értékek ( $^{\circ}\text{C}/100\text{ mm}$ ) a 2007 júliusában az Alföld mintaterületen

Figure 5. Pálfai drought index values ( $^{\circ}\text{C}/100\text{ mm}$ ) calculated from DDI on the Hungarian Plain study area (bounded by the River Danube in the west) in July 2007

A júniusi és a júliusi eredmények referenciaadatokkal való összevetését általánosságban nézve július hónap meghatározóbbnak bizonyult a terméshozam kialakításában. Az összehasonlító értékelés során számításba kell vennünk, hogy a termésátlagokat az aszályon kívül számtalan egyéb környezeti tényező befolyásolja. Az aratás időpontja nem állandó, évről-évre változik (attól függően, hogy mennyi csapadék hullik, mekkora hőösszeget kapnak a növények stb., de még fajoként is eltér). Az aszályon kívül a hűvös, csapadékos idő, a belvíz vagy a kártevők is károsíthatják a termést. Egy-egy szélsőséges időjárási esemény (pl. felhőszakadás, jégverés) is jelentős károkat okozhat a terményben. A növények alkalmazkodóképessége is eltérő, így másképpen reagálnak az aszályos körülményekre. A talaj termékenysége, vízgazdálkodási jellemzői is befolyásolják a termésátlagokat. A spektrális indexek értékei a talaj minőségi jellemzőit is tükrözik. Évenként és területenként is különböző erősségű lehet a spektrális indexek és a termésmennyiségek közötti kapcsolat. Sőt egyes hónapok is meghatározóbbak lehetnek a terméshozam kialakításában, mint a többi.

A statisztikai eredményekben az is tükröződhet, hogy az aszályindex inkább a mezőgazdasági aszályt (a növények biofizikai változásain keresztül), míg a PAI inkább a meteorológiai aszályt érzékeli (meteorológiai állomások csapadék- és hőmérséklet adatsorain keresztül). Ráadásul a meteorológiai mérőállomások egymástól vett távolsága nagy (akár több 10 km), ezért az adatok geometriai felbontása lényegesen kisebb, mint amit az 500 méteres részletességű MOD09A1 felszíni reflektancia adatok biztosítanak. A térbeli felbontás különbségei befolyásolhatták a lineáris illesztés szorosságát. Igaz ez akkor is, ha a légköri zavaró hatások miatt sok MODIS képpontot ki kellett zárni a vizsgálat köréből, ami az eredmények bizonytalansá-

gát növeli. Vizsgálatunk során olyan felvételeket választottunk, amelyek felhőmentes időben készültek, így a légköri hatások hibáit a lehető legalacsonyabb szinten tartottuk.

A MODIS nagy időfelbontású termékei lehetővé teszik az egész tenyészidőszakra kiterjedő elemzést. Ezen keresztül teljesebb képet kaphatunk a biofizikai indikátorok jellegéről, az indexeknek a gabonafélék fotoszintetikus aktivitásával és nedvességi állapotával fennálló összefüggéseiről. Az alkalmazott spektrális indexek más, nagyobb geometriai felbontású műholdképeken is alkalmazhatók (pl. LANDSAT program), de a kisebb időfelbontás és az esetleges felhőborítás okozta probléma miatt nem alapozhatunk rájuk hasonló monitoringot.



## Köszönetnyilvánítás

A tanulmány a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj támogatásával készült.

### Irodalom

- BLANKA V., LADÁNYI ZS., MEZŐSI G. 2014: A jövőben várható klímaváltozás a régióban. In: BLANKA V., LADÁNYI ZS. (szerk.) Aszály és vízgazdálkodás a Dél-Alföldön és a Vajdaságban / Suša i upravljanje vodama u južnoj mađarskoj ravnici i Vojvodini / Drought and water management in South Hungary and Vojvodina: Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi Tanszék, Szeged, pp.142–151.
- CHEN D., HUANG J., JACKSON T. J. 2005: Vegetation water content estimation for corn and soybeans using spectral indices derived from MODIS near- and short-wave infrared bands. *Remote Sensing of Environment* 98: 225–236.
- CHEN J., QUAN W., ZHANG M., CUI T. 2013: A Simple Atmospheric Correction Algorithm for MODIS in Shallow Turbid Waters: A Case Study in Taihu Lake. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 6(4): 1825–1833.
- DMCSEE 2010-2014: Drought bulletin for every months. [http://www.dmcsee.org/en/drought\\_bulletin/?Fstran=1](http://www.dmcsee.org/en/drought_bulletin/?Fstran=1),
- FIALA K., BLANKA V., LADÁNYI ZS., SZILASSI P., BENYHE B., DRAGAN, D., PÁLFAI, I. 2014: Drought severity and its effect on agricultural production in the Hungarian-Serbian cross-border area. *Journal of Environmental Geography* 7 (3–4): 43–51.
- FORGY W. E. 1965: Cluster analysis of multivariate data: Efficiency versus interpretability of classification. *Biometrics* 21: 768–769.
- GAO B. C. 1996: NDWI – A Normalized Difference Water Index for Remote Sensing of Vegetation Liquid Water From Space. *Remote Sensing of Environment* 58: 257–266.
- GU Y., BROWN J. F., VERDIN J P., WARDLOW B. 2007: A five-year analysis of MODIS NDVI and NDWI for grassland drought assessment over the central Great Plains of the United States. *Geophysical Research Letters* 34: doi:10.1029/2006GL0291
- HORVÁTH SZ. 2002: Spatial and temporal patterns of soil moisture variations in a sub-catchment of River Tisza. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 27(23-24): 1051–1062.
- KERN A., BOGNÁR P., PÁSZTOR SZ., TIMÁR G., LICHTENBERGER J., FERENCZ CS., STEINBACH P., FERENCZ O. 2014: Közvetlen vételű MODIS adatok alkalmazásai Magyarország térségére. *Távérzékelési Technológiák és Térinformatika* 4(1): 5–13.
- KOVÁCS F. 2012: MODIS műholdkép alapú vegetáció-monitoring 2000-2011 között. In: LÓKI J. (szerk.) *Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában: III.* Debreceni Egyetemi Kiadó, Debrecen. pp. 223–229.
- McKEE T. B., DOESKIN N. J., KIEIST J. 1993: The Relationship of Drought Frequency and Duration to Time Scales. *Proceedings of 8th Conference on Applied Climatology*, Boston. pp. 179–184.
- MU Q., ZHAO M., KIMBALL J. S., MCDOWELL N. G., RUNNING S. W. 2013: A Remotely Sensed Global Terrestrial Drought Severity Index. *Bulletin of the American Meteorological Society* 94(1): 83–98.
- NÉBIH 2014: Egyre több a mezei pocok, [https://www.nebih.gov.hu/aktualitasok/hirek/06\\_03\\_mezei\\_pocok.html](https://www.nebih.gov.hu/aktualitasok/hirek/06_03_mezei_pocok.html),
- NÉMETH Á., BELLA SZ., SZALAI S. 2004: A térinformatika alkalmazhatósága az aszályérzékenység vizsgálatában. In: *A magyar földrajz kurrens eredményei. A II. Magyar Földrajzi Konferencia 2004 CD kötete: SZTE TFGT, Szeged.* p. 11.
- PÁLFAI I. 1989: Az Alföld aszályossága. *Alföldi Tanulmányok* 13: 7–25.
- PÁLFAI I. 2004: Az aszály definíciói, befolyásoló tényezői és mérőszámai. In: PÁLFAI I. (szerk.) *Belvizek és aszályok Magyarországon. Hidrológiai Tanulmányok: Közlekedési Dokumentációs Kft., Budapest.* pp. 255–263.
- PÁLFAI I. 2011: Aszályos évek az Alföldön 1931-2010 között. In: RAKONCZAI J. (szerk.) *Környezeti változások és az Alföld: Nagyalföld Alapítvány Kötetei 7., Békéscsaba.* pp.87–96.
- PALMER W. C. 1965: *Meteorological Drought.* Research Paper No. 45. U.S. Department of Commerce Weather Bureau, Washington, D.C. p.58.
- RAKONCZAI J. 2011. Effects and consequences of global climate change in the Carpathian Basin. In: BLANCO J., KHERADMAND H. (eds.) *Climate change – Geophysical foundations and ecological effects: Intech, Rijeka,* pp. 229–232.
- ROUSE J. W., HAAS H. R., SCHELL A. J., DEERING W. D. 1973: Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *Third ERTS Symposium, NASA SP-351 1.* pp.309–317.
- ROY D. P., BORAK J. S., DEVADIGA S., WOLFE R. E., ZHENG M., DESCLOITRES J. 2002: The MODIS Land Product Quality Assessment Approach. *Remote Sensing of Environment* 83: 62–76.
- SOLANO R., DIDAN K., JACOBSON A., HUETE A. 2010: *MODIS Vegetation Index User's Guide (MOD13 Series).* The University of Arizona Vegetation Index and Phenology Lab. p.38.

- SZALAI S. 2012: Az aszály definíciói. In: BIHARI Z. (szerk.) Délkelet-Európai Aszálykezelési Központ DMCSEE projekt. Összefoglaló a projekt eredményeiről: Országos Meteorológiai Szolgálat. pp.7–10.
- UNISDR (UNITED NATIONS INTERNATIONAL STRATEGY FOR DISASTER REDUCTION) 2009: Terminology on Disaster Risk Reduction. p.35. [http://www.unisdr.org/files/7817\\_UNISDRTerminologyEnglish.pdf](http://www.unisdr.org/files/7817_UNISDRTerminologyEnglish.pdf)
- VERMES L. (szerk.) 2000: Hogyan dolgozzuk ki az aszály csökkentési stratégiáját? ICID Útmutató. ICID Európai Regionális Aszály Munkacsoport, Budapest.
- VERMOTE E. F., KOTCHENOVA S. Y. 2008: MOD09 (Surface Reflectance) User's Guide. Version 1.1. MODIS Land Surface Reflectance Science Computing Facility. p.29.
- VIDÉKFEJLESZTÉSI MINISZTERIUM 2012: Az aszály kezelésének hosszú távú koncepciójáról. Konzultációs anyag. Budapest, p.88. <http://2010-2014.kormany.hu/download/7/0a/90000/Aszalystrategia.pdf>
- WANG M., SON S., ZHANG Y., SHI W. 2013: Remote Sensing of Water Optical Property for China's Inland Lake Taihu Using the SWIR Atmospheric Correction With 1640 and 2130 nm Bands. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Observations and Remote Sensing* 6(6): 2505–2516.
- WILHITE D.A., GLANTZ M. H. 1985: Understanding the Drought Phenomenon: The Role of Definitions. *Water International* 10(3): 111–120.
- WISNER B., BLAİKIE P., CANNON T., DAVIS I. 2004: At risk: natural hazards, people's vulnerability and disasters. London, Routledge, p.124.
- ZARGAR A., SADIQ R., NASER B., KHAN F. I. 2011. A review of drought indices. *Environmental Reviews* 19: 333–349.

#### Önálló web hivatkozások

- [http://drought.unl.edu/portals/0/user\\_image/basics/climvarBW.JPG](http://drought.unl.edu/portals/0/user_image/basics/climvarBW.JPG), National Drought Mitigation Center
- [http://fish.fomi.hu/letoltes/nyilvanos/corine/CLC12\\_hu.zip](http://fish.fomi.hu/letoltes/nyilvanos/corine/CLC12_hu.zip), CLC2012 adatbázis
- <http://glovis.usgs.gov>, GLOVIS adatbázis
- [http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat\\_eves/i\\_omf001a.html](http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_omf001a.html), Földhasználat művelési ágak és gazdaságcsoportok szerint (1990–)
- [http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat\\_eves/i\\_omn007.html](http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_omn007.html), A fontosabb szántóföldi növények betakarított területe, összes termése és termésátlaga (1990–)
- [http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat\\_eves/i\\_uw001.html](http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_uw001.html), Mezőgazdasági vízfelhasználás (2000–)
- [http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat\\_hosszu/h\\_omf001b.html](http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_hosszu/h_omf001b.html), Mezőgazdaság (1960–)

#### DROUGHT MONITORING WITH SPECTRAL INDICES CALCULATED FROM MODIS SATELLITE IMAGES IN HUNGARY

A. GULÁCSI, F. KOVÁCS

<sup>1</sup>University of Szeged, Faculty of Science and Informatics, Institute of Environmental Sciences  
6701 Szeged, PB. 653. email: gulandras90@gmail.com

<sup>2</sup>University of Szeged, Faculty of Science and Informatics, Department of Physical Geography and Geoinformatics  
6722 Szeged, Egyetem utca 2-6. email: kovacs@geo.u-szeged.hu

**Keywords:** drought, remote sensing, MODIS, monitoring, spectral indices

In this study a new remote sensing drought index called Difference Drought Index (DDI) was introduced. DDI was calculated from the Terra satellite's MODIS sensor surface reflectance data using visible red, near-infrared and short-wave-infrared spectral bands. To characterize the biophysical state of vegetation, vegetation and water indices were used from which drought indices can be derived. We utilized Difference Vegetation Index (DVI), Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), Enhanced Vegetation Index (EVI), Difference Water Index (DWI), Normalized Difference Water Index (NDWI), Difference Drought Index (DDI) and Normalized Difference Drought Index (NDDI) in order to perform comparative analyses. The Difference Drought Index was proven applicable in quantifying drought intensity. However, after comparison with reference data NDWI performed better than the other indices examined in this study. The dataset confirmed that water indices are very sensitive to changes in drought conditions. In our MODIS satellite image based research DDI and NDWI performed best, which is proven by their strong link to Pálfi Drought Index (PAI). With the conversion of spectral index values to PAI values, we are capable of determining 8-day PAI values with adequate accuracy.

## A VILÁG TERMÉSZETVÉDELMENEK TÖRTÉNETE 1981 ÉS 1985 KÖZÖTT (VÉDETT TERÜLETEK ALAPÍTÁSA)

BERECZ Tibor, FEHÉR Luca, GYOVAI Gábor, HÁGA Krisztián, KAZINCZY István Gábor, LIPTÁK Petra, PÁPAY Gergely, PETROVSZKI János, PROHÁSZKA Viola Judit, RUFF Sarolt, SZAKÁCS Ágnes, MÉSZÁROS Melinda Márta, KISZEL Kata Zsófia

SzIE-Gödöllő, Természetvédelmi- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi MSc Szak  
2103 Gödöllő, Péter K. u. 1.

**Kulcsszavak:** természetvédelem, történet, világ, védett területek, 1981–1985

**Összefoglalás:** az előző elemzett időszak (1976–1980) óta 6174 védett terület alapítása történt a világon. A cikkben közölt adatok az IUCN kategóriarendszerébe sorolt védett területekre vonatkoznak. A jelenleg vizsgált időszakban az alapított területek 44,6%-a a IV. IUCN kategóriába tartozik. Az IUCN adatbázisa szerint a legtöbb területet 1981 és 1985 között Ukrajna alapította (1235 területet). 1980-ig az idő előrehaladtával nem csak a védett területek, de a nemzeti kategóriák száma is nőtt. Az eddigiektől eltérően a nemzeti kategóriák száma csökkent, 131 létezett 1981 és 1985 között. A területnagyságok az átlagtól eltérően alakulnak, többségük (51,49%) a 0 és 99 ha közötti méretű, bár az összes védett terület kiterjedésének ez 0,082%-a. Magyarországról 8 védett természeti terület került fel az IUCN listájára. Ekkor alakult az Aggteleki Nemzeti Park, ezen kívül 3 tájvédelmi körzet és 4 természetvédelmi terület is. Megállapíthatjuk, hogy az előző öt évhez képest 1981 és 1985 között ismét növekedett az alapított védett területek száma: 4871-ről 6174-re. Ebben az időszakban a természetvédelem történelmi eseményei közül kiemelkedik az ausztriai Hohe Tauern Nemzeti Park megalakulása a magashegyi élőhelyek, az indiai Sundarbans Nemzeti Park a bengáli tigrisek, a bahamai Lucayan Nemzeti Park a legmélyebb víz alatti barlangrendszer, a kongói Kahuzi-Biega Mountains Nemzeti Park a hegyi gorillák, a horvát Krka Nemzeti Park a víztani értékek, a mexikói Palenque Nemzeti Park a maják egyik legnagyobb városának és környékének védelme miatt.

### Előzmények

A védett természeti területek alapításának 1980-ig tartó folyamatáról, főbb eseményeiről részletes beszámolókat lehet olvasni a Szent István Egyetem Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszékének publikációiból (CENTERI és GYULAI 2006, CENTERI et al. 2007, PENKSZA et al. 2007, CENTERI et al. 2008a, b, CENTERI és POTTYONDY 2009, CENTERI 2010, CENTERI et al. 2010, CENTERI és GYULAI 2011, CENTERI és GYULAI 2013, CENTERI és GYULAI 2014). Az 1981 és 1985 közötti időszakot BERECZ et al. (2015) mutatta be. Cikkünkben az 1986 és 1990 közötti időszakban alapított védett területeket ismertetjük.

### Anyag és módszer

A védett területek elemzése során CENTERI és GYULAI (2006) korábbi módszertanát követjük. Az adatok ismertetésénél az IUCN legfrissebb adatait vesszük alapul (HTTP1). Az adatok a 2003-ban megjelent adatbázisban szerepelnek, melyek korábban a WDPA (World Database on Protected Areas) honlapján (HTTP2) voltak elérhetőek, jelenleg a Protected Planet honlapon találhatóak (HTTP3). Ezen belül az IUCN kategóriába besorolt területekkel foglalkozunk (IUCN 1994). Az adatbázisnak azon állományát elemeztük, amely a területeket egy ponttal vagy egy folttal jelöli.

### Eredmények

A vizsgált időszakban 6174 védett területet alapítottak (1. táblázat). Ez közel 27 %-os növekedést jelent a korábban ALMÁSI et al. (2014) által vizsgált 1976–1980-as időszakhoz képest, amelyben 4871 terület alapításáról számoltak be.

Az alapított területek kiterjedése szempontjából a III. kategória meglehetősen kicsi: 2,2 %-os részesedéssel szerepel; míg a legnagyobb a VI. kategória aránya (27,9%). A nemzeti parkok az előző öt évhez képest a 2. helyre kerültek az alapított területek kiterjedése alapján (22,5%), míg a „Biotóp/védett fajok területe kezeléssel” kategória 16,6%-os aránnyal az előző időszakbeli elsőről a negyedik helyre csúszott.

1. táblázat Az 1981 és 1985 között alapított védett területek IUCN kategóriáinként  
Table 1. The number of protected areas by IUCN categories founded between 1981 and 1985

IUCN kategória	Alapított területek száma (db)	A kategóriák eloszlása (%)	Terület (ha)	Terület (%)
Ia vad terület	830	13,4	13849476,41	16,4
Ib szigorú természeti rezervátum	233	3,8	10793640,36	12,7
II nemzeti park	322	5,2	4248689,36	5,0
III nemzeti emlékmű	1029	16,7	17298256,05	20,4
IV biotóp/védett fajok területe kezeléssel	2751	44,6	22614432,31	26,7
V védett táj	911	14,8	15340756,00	18,1
VI védett erőforrás területkezeléssel	98	1,6	535686,57	0,6
<b>Összesen:</b>	<b>6174</b>	<b>100</b>		<b>100</b>

A 2. táblázat mutatja be az 1986 és 1990 között alapított védett területeket nemzeti kategóriáinként csoportosítva. A legnagyobb mértékben a természeti rezervátumok száma nőtt, hasonlóan az előző 5 éves időszakhoz. 1868-at alapítottak 1986 és 1990 között. A második helyen a kisebb kiterjedésű természetes emlékek (411 db) állnak, ugyanakkor meglepő módon a harmadik leggyakoribb kategória a nemzeti park (229 db). Hasonlóan az eddigiekhez, nagy számuk miatt sok olyan kategóriát is láthatunk, amelyből csak 1-3 db-ot alapítottak az általunk vizsgált időszakban.

2. táblázat Az 1981 és 1985 között alapított védett területek nemzeti kategóriái és az alapított kategóriák száma  
Table 2. The number of protected land categories by national types founded between 1981 and 1985

Nemzeti kategóriák	Alapítások száma
állatmenedék, archeológiai rezervátum, biológiai rezervátum, biológiai állomás, botanikus kert, erdőpark, faunaéllóhely, fauna- és flóramenedék, flóra- és faunarezervátum, integrált állami biológiai rezervátum, integrált objektív turisztikai természeti rezervátum, kiemelten védett terület (Antarktisz), közösségi park, különösen védett élőhely, madárrezervátum, Magerwiesen, kezelt rezervátum, állami kezelt biológiai rezervátum, kezelési egyezményi terület, tengeri park, megőrzési hatósági terület, madárvonulási menetek (Migratory Bird Refuge), többfunkciós rezervátum, önkormányzati biológiai rezervátum, önkormányzati ökológiai rezervátum, önkormányzati ökológiai állomás, önkormányzati környezetvédelmi terület, mikológiai rezervátum, nagy erdőpark, nemzeti biológiai rezervátum, nemzeti erdő, nemzeti vadászati és vadvilág rezervátum, nemzeti természeti tereptárgy (landmark), nemzeti természeti park, nemzeti természeti rezervátum - Vadvilág Akta 15. szekció (1976), nemzeti park (bennszülött), nemzeti park (állami hálózat), nemzeti park rezervátum, andoki fauna nemzeti rezervátuma, nemzeti vadvilág rezervátum, természeti adottságú rezervátum - kies rezervátum, természeti táj természeti emlék-geomorfológiai, természetmegőrzési terület, természeti zapovednik, nedves zóna, egyéb park, park és nemzeti történelmi hely, folyamatos parkmegőrzés, növényvédelmi terület, megőrzés, magán kísérleti faunarezervátum, magánrezervátum, védett zónázatlan terület, védett biotóp, vidéki flóra- és faunarezervátum, vidéki rezervátum, regionális természeti park, tudományos rezervátum, tengeri madár rezervátum, Sonstige Landschaftsteile, különleges turisztikai terület, különleges fauna- és flórazervátum, speciális tengeri rezervátum, speciális természeti rezervátum, speciális rezervátum–botanikai, speciális rezervátum–hidrológiai, speciális rezervátum–tengeri, sajátos célú turisztikai természeti rezervátum, állami ökológiai park, állami erdő, tengeralatti természeti rezervátum, tenyészközpont, történelmi hajóroncsvédelmi terület, történelmi menedék, vadaspark, vízi rezervátum, vadvilág terület, vadvilág-hasznosítási terület, vadvilági/botanikai megőrzési terület (80 db)	1
biológiai menedék (refuge), ökológiai rezervátumterület, faunarezervátum, geológiai rezervátum,	2

mangroveerdő-rezervátum, nemzeti erdőpark, nemzeti történelmi park, nemzeti tengeri menedék (National Marine Sanctuary), nemzeti menedék (sanctuary), nemzeti érdeklődésre számot tartó természeti táj(ak), természeti tudományos rezervátum, természeti emlék, természeti menedék/ek (zakaznik), természeti rezervátum (meghatározatlan), nyilvános rekreációs terület és vidéki park, különleges botanikai rezervátum, speciális rezervátum, speciális rezervátum–ornitológiai, különös érdeklődésre számot tartó állami ökológiai terület, állami ökológiai rezervátum, állami rezervátum (reservation), állami rezervátum (reserve), állami vadvilág menedék (sanctuary), területi park, városi regionális park (25 db)	
egyezményes erdő, kiemelkedő természeti szépségű terület, integrált természeti rezervátum, kezelt természeti rezervátum, tengeri élet védelmi körzet, tengeri nemzeti park, tengeri rezervátum, önkormányzati park, nemzeti vadrezervátum, természeti park, park, magán természeti rezervátum, védett erdő, védett táj, kvázi nemzeti park, felüdülési terület, speciális rezervátum–erdei, speciálisan védett terület, állami park - kertészeti emlék - művészeti park, állami felüdülési terület, gondnoksági terület, turisztikai természeti rezervátum, út menti park, érintetlen vadterület (wilderness) (Nemzeti Parki Szolgálat) (24 db)	3
madármegőrzési terület, történelmi hajóroncs, vegyes védelmi rezervátum, természeti adottságú rezervátum - folyami rezervátum, természeti nemzeti park, különös érdeklődésre számot tartó természeti terület, természetvédelmi törvény (7 db)	4
Mocsárrezervátum, ellenőrzött vadászterület, örökségi part, vadászati rezervátum, természeti terület, őskori rezervátum, védelmi erdő, regionális park, állami vadterület (wilderness), víz által elöntött erdő rezervátum (10 db)	5
megőrzési terület ökológiai terület halászati erőforrás védelmi terület halászati rezervátum nemzeti torkolati kutató rezervátum nemzeti vadvilág terület természeti emlék vagy telek egyéb terület egyéb megőrzési terület (9 db)	6
megőrzési rezervátum, természetvédelmi rezervátum, állami biológiai rezervátum, érintetlen vadterület (Wilderness Area,) vadvilág rezervátum, zakaznik (6 db)	7
állami erdőpark, állami természetmegőrzés	8
túlevelű erdőrezervátum, természetvédelmi rezervátum–flórazervátum	9
ökológiailag kiemelten jelentős terület, környezetvédelmi terület, parti megőrzési terület, jelentős megőrzési terület, érdeklődési, rekreációs turizmus és megőrzési park–Quebec, védelmi zóna, tájképi rezervátum, magánszervezet okirata által védett helyszín–Quebec, állami ökológiai állomás, vadvilág menedék (refuge) (10db)	10
felüdülési helyszín, táji terület, speciális tudományos érdeklődés helyszíne (3 db)	11
állami természeti terület rezervátum	12
természetvédelmi rezervátum–vadvilág rezervátum (vadászat nélkül), vizes terület rezervátum	13
biológiai rezervátum, erdőrezervátum, nemzeti vadvilágmenedék (refuge), fokozottan védett természeti rezervátum, vadvilág menedék (sanctuary), biológiai védett tengeri zóna (Zona di Tutela Biologica Marina) (6 db)	14
regionális kerületi park, állami környezetvédelmi terület	15
nemzeti speciális vadvilág megőrzési terület, természetvédelmi rezervátum - flóra és fauna, nem vadászati terület, felüdülési park, állami természeti emlék (5 db)	16
természeti emlék és látványosság (fokozottan védett természeti rezervátum), természeti menedék vagy részleges rezervátum, védett terület, önkéntes természeti rezervátum, vadvilág megőrzési terület (5 db)	17
vadrezervátum, nemzeti természeti emlék, természeti adottságú rezervátum - vadvilág rezervátum (vadászati) (3 db)	18
ökológiai állomás, érintetlen vadterület (wilderness) (Tájgazdálkodási Iroda)	19
halélőhely (B), regionális/provinciális természeti park	20
védelmi erdőrezervátum, állami park	21
megőrzési park	23
referenciaterület	24
védett telek	27
halélőhely (A)	30
természeti park	31
tájpark	32
természeti adottságú rezervátum - bokros rezervátum	35
állami természeti rezervátum	37
ökológiai rezervátum, nemzeti rezervátum	41
természetvédelmi terület	44

érintetlen dzsungel rezervátum	47
állami zakaznik	51
védett természeti emlék	52
regionális/provinciális természeti rezervátum	53
nemzeti fontosságú tájképi és természeti emlék	55
biotópvédelmi rendelet	58
védett tájképi szekció(k)	76
regionális park–kertészeti emlék–művészeti park, menedék (sanctuary)	80
védett mocsár	101
nemzeti természeti rezervátum, vidéki park	105
litorális és tóparti védelem számára kisajátított terület	107
Zapovedne Urotchische	136
érintetlen vad terület (wilderness) (Erdészeti Szolgálat)	173
nemzeti park	187
tájvédelmi terület (landscape protected area)	199
természeti emlék	218
regionális természeti emlék	420
regionális zakaznik	527
természeti rezervátum	1945
<b>Összesen:</b>	<b>6174</b>

A vizsgált időszakban a nagy területű, 1 millió hektár fölötti védett természeti területek alapításának száma, összesen 12 ilyen területet hoztak létre ebben az 5 évben (3. táblázat). Ezek közül a legnagyobb a kínai Aerjinshan Természeti Rezervátum 4'500'000 hektár területtel, a második legnagyobb a kanadai Ellesmere Nemzeti Park Rezervátum 3'704'830 hektárral. A harmadik legnagyobb területű a kínai Xisha Zhongsha Nansha Qundao Természeti Rezervátum, ami 2'400'000 hektár területű. Az előző évekhez hasonlóan a kisebb kiterjedésű védett természeti területekből van a legtöbb (51,49%), a területek méretével csökken a százalékos arány. A védett természeti területek eloszlásában az 1'000'000 hektár feletti területek adták ki a legnagyobb területi összességet, míg a jelenleg vizsgált időszakban a legnagyobb területi aránnyal a 100'000 és 999'999 hektár közötti védett természeti területek adták a legnagyobb értéket ebben a kategóriában. A védett területek kiterjedése közel 100'000'000 hektárral kisebb az előző időszakhoz képest.

3. táblázat Az 1981 és 1985 között alapított védett területek nagyság szerinti eloszlása

Table 3. The number of protected lands by size founded between 1981 and 1985

<i>Terület nagysága (ha)</i>	<i>Alapított területek száma kategóriánként (db)</i>	<i>A területek eloszlása (%)</i>	<i>Védett területek kiterjedése (ha)</i>	<i>A védett területek nagyságának eloszlása (%)</i>
0–99	3179	51,490	69265,02	0,08
100–999	1292	20,926	467630,85	0,55
1000–9999	1011	16,375	3776409,58	4,46
10 000–99 999	537	8,698	17115607,63	20,21
100 000–999 999	143	2,316	40460884,00	47,78
1 000 000–	12	0,194	22791140,00	26,91
<b>Összesen</b>	<b>6174</b>	<b>100,00</b>	<b>84680937,08</b>	<b>100,000</b>

A védett területeket alapító országokat, és az alapítások számát a 4. táblázatban láthatjuk. Az előző öt évhez hasonlóan Ukrajnában létesült a legtöbb védett terület, összesen 1235, ami a korábbi vizsgált periódushoz képest 35%-os növekedést jelent. 884 védett területet jelölt ki Németország, ezzel megelőzve az előző időszak 2. helyezettjét, Ausztráliát, aki így a 3. helyre csúszott vissza 504 újabb védett terület alapításával. A korábban 4. legtöbb védett területet létrehozó Egyesült Államokat a vizsgált időszakban Kanada és Kína is megelőzte.

4. táblázat Az 1981 és 1985 között alapított védett területek országonként  
 Table 4. The number of protected lands by countries founded between 1981 and 1985

Országok	Alapított területek száma	Országok	Alapított területek száma
Antigua és Barbuda, Barbados, Botswana, Kajmán-szigetek, Kókusz- (Keeling) szigetek, Elefántcsontpart, Kongói Demokratikus Köztársaság, Guatemala, Guinea, Irak, Jordánia, Kirgizisztán, Lettország, Libéria, Luxemburg, Madagaszkár, Mauritánia, Moldova, Mozambik, Nigéria, Saint Kitts and Nevis, Saint Lucia, Szaud-Arábia, Szenegál, Seychelle-szigetek, Szomália, Szudán, Szváziföld, Üzbegisztán, Vietnám, Virgin-szigetek (Brit), Virgin-szigetek (USA)	1	Románia, Szlovénia	14
		Antarktika	15
		Horvátország, Nicaragua	17
		Costa Rica, Görögország	18
		Irán	19
		Írország, Oroszország	21
		Argentína	22
		Új-Zéland	23
		Kolumbia	24
		Lengyelország	26
		Japán	29
		Bulgária	30
		Dél-afrikai Köztársaság	31
		Bahama-szigetek, Bolívia, Ecuador, Fidzsi-szigetek, Francia Guyana, Guam, Haiti, Macedónia, Montserrat, Mianmar, Spitzbergák, Uganda	2
Thaiföld	45		
Norvégia	48		
Észtország, Malajzia	53		
Örményország, Azerbajdzsán, Ciprus, Dominikai Köztársaság, Nepál, Tajvan, Tádzsikisztán, Törökország, Türkmenisztán, Venezuela, Zambia	3	Svájc	55
		Egyesült Királyság	58
		Indonézia	59
		India	99
Albánia, Belgium, Belize, Dél-Korea, Martinique, Mexikó, Hollandia, Pápua Új-Guinea, Paraguay, Tanzánia	4	Olaszország	101
		Brazília	109
		Finnország	122
Banglades, Etiópia, Északi-Mariana-szigetek, Puerto Rico	5	Szlovákia	163
		Franciaország	210
Fehéroroszország, Brunei, Új-Kaledónia	6	Svédország	222
Egyiptom, Izrael, Pakisztán, Réunion, Sri Lanka	7	Ausztria	252
		Csehország	266
Magyarország, Peru	8	Egyesült Államok	271
Kazahsztán, Észak-Korea, Mauritius, Panama, Jugoszlávia	9	Kína	310
		Kanada	317
Algéria, Izland, Fülöp-szigetek, Portugália	11	Ausztrália	504
		Németország	884
Dánia, Kenya	12	Ukrajna	1235
Chile	13	<b>Összesen:</b>	<b>6174</b>

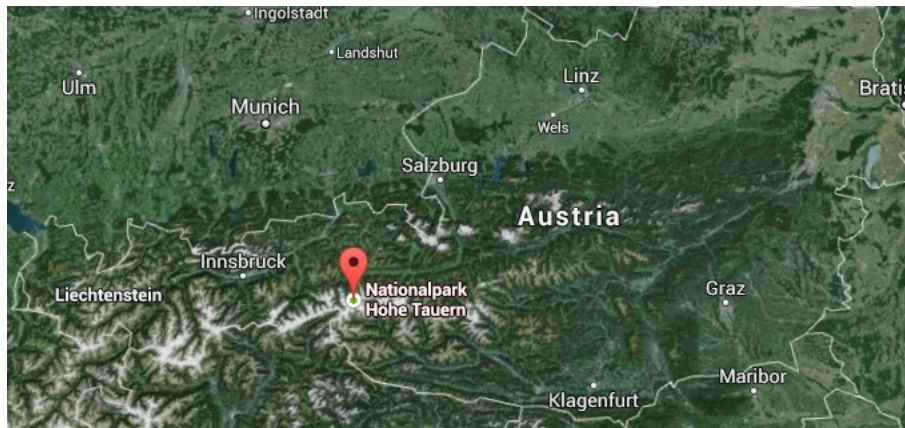
### A korszakban alapított kiemelkedő védett természeti területek

A következőkben néhány, az 1981–1985 közti időszakban alapított védett területet szeretnénk bemutatni. A külföldi események tekintetében ebben az időszakban jött létre Ausztria első nemzeti parkja, a Hohe Tauern Nemzeti Park (1981), és a horvátországi Krka Nemzeti Park (1985) is. A természetvédelem magyarországi története kapcsán, többek között ezekben az években hozták létre 1982-ben a Szatmár-Beregi Tájvédelmi körzetet és 1984-ben a Zempléni Tájvédelmi Körzetet.

#### Hohe Tauern Nemzeti Park (Ausztria, 1981)

Az 1981-ben alapított nemzeti park Ausztria első nemzeti parkjának számít. Három szomszédos tartomány, Karintia, Salzburg és Tirol területén fekszik, több mint 1834

négyzetkilométeres területével közép-Európa egyik legnagyobb védett területének számít. 1891-ben még csak a Karintiai terület képezte a nemzeti parkot, majd később, 1984-ben vonták be a Salzburgi területet, végül 1991-ben a Tirol területére eső részt csatolták a nemzeti parkhoz (1. ábra).



1. ábra A Magas-Tauern Nemzeti Park helyzete Ausztriában (Forrás: Google Earth)  
Figure 1. Situation of the Hohe Tauern National Park in Austria (Source: Google Earth)

A variszkuszi orogenezisben létrejött szárazföld a triász és a jura során lesüllyedt, és az óceán elöntötte, ami a kréta és a paleocén időszakában tűnt el a lemeztektonikai folyamatok következtében, az északi *Penninic* és a déli *Austroalpin* tömb közti nyomás hatására történő gyűrődés során (KURZ et. al, 1998). A mai arculat azonban csak a legutolsó 3 millió év során alakult ki, a gleccserek munkájának hatására.

A Keleti-Alpok jég formálta hegyvonulatai közül említésre méltó a Großglockner 3797 méter magas csúcsa (2. ábra), mely Ausztria legmagasabb hegye, de több 3000 méternél magasabb csúccsal is találkozhatunk, mint az Ankogel és a Hochalm Spitze. A Großglockner lábánál található a keleti-Alpok legnagyobb, 8 kilométer hosszú és 5 kilométer széles gleccseryelve, a Pasterze (3. ábra).

A gleccser sajnos folyamatosan olvad, és mérete egyre csökken. Műholdas és felszíni vizsgálatok alapján a gleccser 1984 és 2000 között 290–300 méteres csökkenését mutattak ki (HALL et. al, 2001). A helyszínen változó magasságokon évszámokkal ellátott táblák jelzik a gleccser egykori kiterjedését.



2. ábra A Großglockner 3797 méter magas csúcsa, Hohe Tauern Nemzeti Park, Ausztria (Fotó: Berecz T.)  
Figure 2. The 3797m high peak of Großglockner, Hohe Tauern National Park, Austria (Photo: T. Berecz)





3. ábra A Pasterze gleccser mai képe, Hohe Tauern Nemzeti Park, Ausztria (Fotó: Berecz T.)  
Figure 3. The present look of the Pasterze Glacier, Hohe Tauern National Park, Austria (Photo: T. Berecz)

A Fusch és Heiligenblut közötti Großglockner Hoehenalpenstraße nevű alpesi panoráma autóúton könnyedén bejárhatjuk a környéket személygépjárművel, útközben közel egy tucat kilátópont, információs állomás és látogatóközpont várja az ide látogatókat, továbbá eljuthatunk a Pasterze gleccser melletti Kaiser-Franz-Josefs-Höhe-re, ahonnan csodás kilátás nyílik a Großglocknerre, és közelebről is megismerkedhetünk magával a gleccserrel.

Az olasz határtól nem messze, lélegzetelállító látvánnyal szembesülünk a hegyekből lezúduló Krimmli-vízesés láttán, mely 370 méteres magasságával, három lépcsőben zúdul alá a Salzach folyó völgyébe.



4. ábra A Krimmli-vízesés felső lépcsője, Hohe Tauern Nemzeti Park, Ausztria (Fotó: Berecz T.)  
Figure 4. The upper part of the Krimmli waterfall, Hohe Tauern National Park, Austria (Photo: T. Berecz)

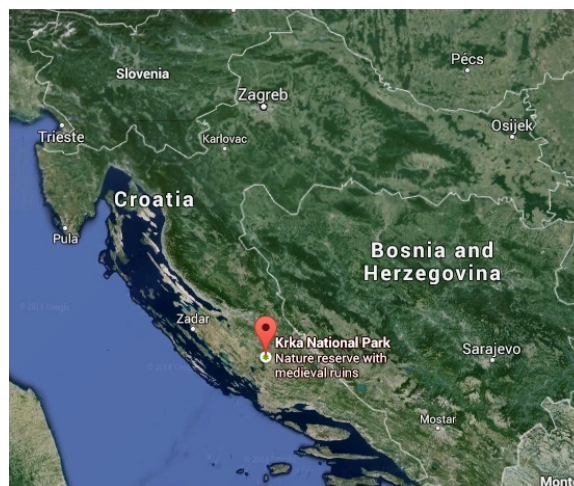
Az első emberi települések a bronzkorban jelentek meg, a XVI. és XVII. században jelentős mértékű bányászat folyt a Magas-Tauern térségében, valamint a bányászattal párhuzamosan fejlődött ki a jellegzetes hegyvidéki gazdálkodás is, ami később, a bányászat megszűnése után fontos szerepet játszott a térségben élő emberek megélhetésében. Az évszázados művelésű kultúrtáj és a vad, érintetlen természet harmóniája jellemzi a nemzeti parkot. Több ezer növény- és állatfaj él az itt kialakult változatos élőhelyeken, melyek kialakulásában és fennmaradásában fontos szerepet játszik a hegyvidéki gazdálkodás. A völgyeket folyamatos kaszálással tartják rendben, míg az alpesi legelőket a tavasszal felhajtott jószágokkal hasznosítják.

A réteken előfordul kék sisakvirág (*Aconitum napellus*), zergeboglarca (*Trollius europaeus*), alpesi őszirózsa (*Aster alpinus*), árnika (*Arnica sp.*), valamint számos orchideafaj (*Orchideaceae*). Az erdei élőhelyek a magasság emelkedésével folyamatosan megváltoznak, egyre ritkásabbak lesznek, helyüket átveszik a kavicsos gleccsermorénák, és a kopár, vagy helyenként hóval fedett sziklaormok, melyek az utolsó jégkorszak után keletkeztek a kilométeres vastagságú jégpáncél elvékonyodásával. Az így létrejött élőhelyeket a Szibériából, a közép-ázsiai hideg sztyeppékről, a sarkvidékről illetve dél-európából érkező fajok hódították meg. Az itt megtalálható szélsőséges körülmények miatt, csak a jól alkalmazkodó fajok maradtak meg, hiszen az itteni átlaghőmérséklet csupán 5 °C és számolni kell az állandó széllel és az ultraibolya sugárzással, valamint a télen felhalmozódó vastag hóréteggel. Az erdőhatáron, egészen magasan, csak a vörösfenyő (*Larix europea*), néhol a cirbolyafenyő (*Pinus cembra*) marad meg, a gleccsermorénákban és a sziklahasadékokban havasi boglarca és alpesi margaréta (*Chrysanthemum alpicum*) virít.

Az erdőben szórványosan előfordulnak barnamedvék (*Ursus arctos*), hiúzok (*Lynx lynx*), rókák (*Vulpes sp.*), farkasok (*Canus sp.*) és borzok (*Meles meles*). A havasi mormotákat (*Marmota marmota*) az 1800-as években teljesen kiirtották, a prémjük és zsíruk iránti kereslet miatt, de a kőszáli kecskék (*Capra ibex*) is ekkoriban tűntek el a területről. A XX. századra szerencsére mindkét faj ismét meghonosodott, és ma már az erre járó ember is találkozhat velük (MAAS and NEUBERT 2010, HTTP4-5).

### Krka Nemzeti Park (Horvátország, 1985)

A Krka Közép-Dalmácia legnagyobb folyója. A Knin melletti Dinaridák lábánál ered és keskeny sziklafalak között, vízeséseken, tavakon keresztül jut el Sibeniknél az Adriai tengerbe. A Krka folyó legszebb szakasza a Skradintól kezdődő szakasz, amely egyben a Krka Nemzeti Park része. A 109 km<sup>2</sup> területet felölelő Krka Nemzeti Parkot 1985-ben minősítették nemzeti parkká (5. ábra).



5. ábra A Krka Nemzeti Park elhelyezkedése Horvátországban (Forrás: Google Earth)  
Figure 5. Situation of the Krka National Park in Croatia (Source: Google Earth)

A nemzeti parkban hét vízesés található: Bilusika buk, Brljan, Manoljovac slap, Rosnjak, Miljacka slap, Roski slap, Skradinski buk. A legtekintélyesebb és lelátogatottabb vízesések a Skradini-zúgó és Roski-zuhatag. A Krka Nemzeti Park fő látványossága a nagy vízesés a Skradinski buk (6. ábra).



6. ábra A Skradinski buk vízesés, Krka Nemzeti Park, Horvátország (Photo: HTTP6)  
 Figure 6. The Skradinski Buk waterfall, Krka National Park, Croatia (Photo: HTTP6)

A nagy vízesés több kisebb-nagyobb vízesésből áll. A Skradinski buk 400 méter hosszú és 100 méter széles területet foglal magában. Itt 17 vízesés található. A vízesés legmagasabb és legalacsonyabb pontja között 48 méter szint különbség van. Ez Európa egyik legszebb, mészkövön lezúduló vízesése. A vízeséstől a kis hídon továbbhaladva egy néprajzi kiállítás található. Itt működő malmot, kukoricaőrlőt, mosókosarat és szövőszéket találunk.

A vízesést követően a Krka-folyó a hosszúkás Visovac-tóban (Visovacko jezero) folytatódik. A tó közepén fekvő Visovac-szigeten – amelyről egyébként a tó is kapta a nevét – található templom és ferences rendi kolostor különleges titokzatosságot kölcsönöz a tájnak. A sziget első lakosai a XII. században itt letelepült Ágoston-rendi remeték voltak, ők építették a templomot és a kolostort (7. ábra). A kolostorban egy kis múzeum található.



7. ábra A Visovac-sziget és rajta a ferences rendi kolostor, Krka Nemzeti Park, Horvátország (fotó: HTTP7)  
 Figure 7. The Visovac-Island with the Franciscan monastery, Krka National Park, Croatia (Photo: HTTP7)

A nemzeti park környékén további műemlékek is vannak. Római és középkori épületek feltárásai találhatóak itt, de az is bizonyított, hogy ezen a területen már az őskorban is éltek emberek. Számos erőd maradt fenn a Nemzeti Parkban, mint például a Necven erőd, melynek maradványai a Knin folyó mentén még ma is láthatóak, a török korból származik. Területén nagyjából 80 házacská és egy templom állt. Ugyancsak a folyó mentén találjuk a Burnum erődöt, melyet a rómaiak építettek. Az erődöt az avar-szláv háborúban romba döntötték. A Bogocin erőd környékén folyamatos feltárások zajlanak, ahonnan több vaskori lelet került elő.

Köszönhetően a földrajzi elhelyezkedésnek és a nagyszámú, különböző élőhelytípusnak, a növényzet a Krka folyó környékén rendkívül változatos és rekord mennyiségű 860 fajával. Vizes élőhelyeken az alábbi fajok találhatóak: hosszú vízipálma (*Cyperus longus*), Sárga

nőszirm (*Iris pseudacorus*), vízi liliom (*Nymphaea alba*). A réteken előfordul a vörös tüboróka (*Juniperus oxycedrus*), sovány perje (*Poa sylvicola*), mocsári kosbor (*Orchis laxiflora*), borzas sás (*Carex hirta*). Az erdőkben megtalálható a fekete fenyő (*Pinus nigra*), aleppói fenyő (*Pinus halapensis*), magyal tölgy (*Quercus ilex*), molyhos tölgy (*Quercus pubescens*).

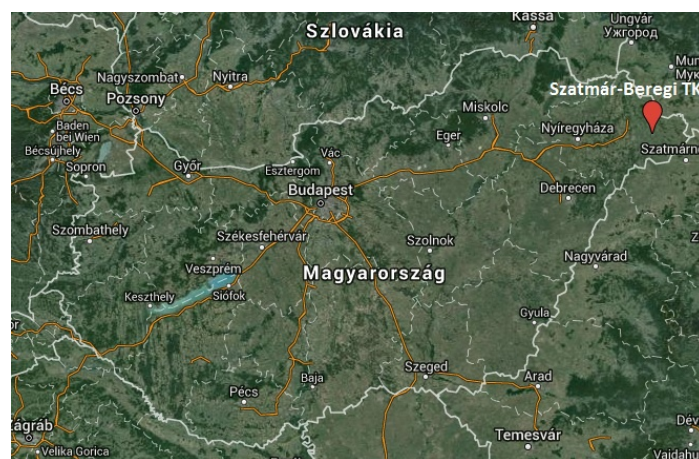
A Krka Nemzeti Park faunája nagyon gazdag és változatos, sok endemikus, ritka és veszélyeztetett fajjal. Mivel a területen sok a vizes élőhely nagyon sok halfaj található meg, összesen 20, ebből 10 endemikus, mint például a dalmát domolykó (*Squalius illyricus*) és az adriai lazac. Továbbá 9 kétéltű és 22 hüllő faj fordul elő a területen. Ezek közül veszélyeztetett fajok közé tartozik az álcserapesteknős (*Caretta caretta*), barlangi vakgöte (*Proteus anguinus*), hermann teknős (*Testudo hermanni*); hüllők közül a leopárd kígyót (*Zamenis situla*) érdemes kiemelni.

A nemzeti parkban 211 madár faj figyelhető meg, ebből 9 veszélyeztetett (7 fészkelő és 2 telelő faj), mint például: a kis kárókatona (*Phalacrocorax pygmeus*), bölömbika (*Botaurus stellaris*), szirti sas (*Aquila chrysaetos*). 46 emlős faj fordul elő a Nemzeti Parkban ezek közül 18 denevérfaj. Az emlősök közül 14 faj szerepel a veszélyeztetett fajok vörös könyvében, ezek közül néhány: méhely-patkós denevér (*Rhinolophus mehelyi*), hosszú ujjú denevér (*Myotis capaccinii*), Európai mókus (*Sciurus vulgaris*), vidra (*Lutra lutra*) (HTTP 8–11).

## Hazai, 1981 és 1985 között alapított védett természeti területek

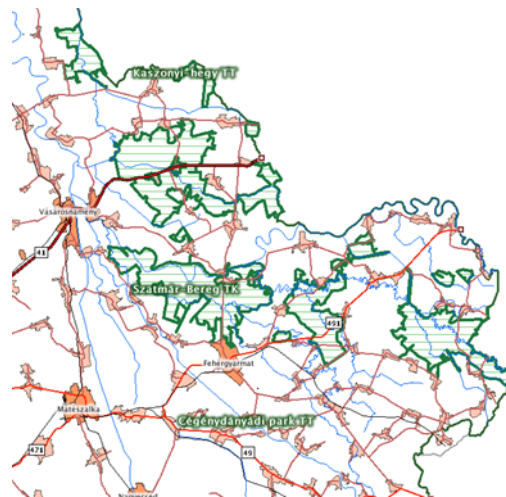
### Szatmár-Beregi Tájvédelmi Körzet (1982)

A Szatmár-Beregi Tájvédelmi Körzetet 1982-ben hozta létre a természetvédelem akkori csúcsszerveként működő Országos Környezet- és Természetvédelmi Hivatal. (4/1982. XI. 20. OKTH rendelkezése; Magyar Közlöny 1982. 70. sz.) Területe 22 931 hektár, ebből fokozottan védett 2 307 hektár. Számos, egymástól elkülönített területegységből áll, az ország első, nagyobb kiterjedésű, mozaikos elrendezésű tájvédelmi körzete. Az eredeti tervek szerint a tájvédelmi körzet területe kétszerese lett volna a jelenleginek. Az alapításkor tervezett területnagyság elérésére vonatkozó törekvések azonban csak 1999-ben valósultak meg, melynek során további kb. 25 000 hektárnyi terület kapott védeltséget (8. és 9. ábra).



8. ábra A Szatmár-Bereg Tájvédelmi Körzet elhelyezkedése (Forrás: Google Earth)

Figure 8. The situation of the Szatmár-Bereg Landscape Protection District in Hungary (Source: Google Earth)



9. ábra A Szatmár-Bereg Tájvédelmi Körzet határai  
 Figure 9. The borders of the Szatmár-Bereg Landscape Protection District

Természetföldrajzi besorolás szerint az Alföld nagytáj, Felső-Tisza vidék középtáj, Szatmári- és Beregi-sík kistájhoz sorolhatóak a területek. A Tájvédelmi körzet a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága alá tartozik, központja Fehérgyarmaton található, egy épületben a Tájvédelmi Körzet értékeit bemutató állandó kiállítással.

A védetté nyilvánítás célja "... a tájvédelmi körzet területén a védett növény- és állatfajok, a természetes növénytársulások, a jellegzetes tájképi adottságok, a táj jellegét meghatározó felszíni formák, felszíni vizek, gyepek és egyéb mezőgazdasági területek, erdők, fasorok megóvása és fenntartása".

Az Alföld összes tájegysége közül talán Szatmár és Bereg azok, amelyek leginkább megőrizték a táj egykori jellegét, az Alföldön ezen a vidéken maradt meg a legtöbb természeti, tájképi és kultúrtörténeti érték.

A terület a Tisza árterén helyezkedik el, egykoron nagy kiterjedésű mocsarak, lápok, valamint az alföldre jellemző gyertyános-tölgyes, tölgy-kőris-szil ligeterdők borították. Ez az eredeti növénytakaró a vízrendezéseknek és mocsárlecsapolásoknak köszönhetően kisebb darabokra szakadt. Mai képe azonban - eltérően az Alföld más részeitől - még mindig igen hasonlatos a hajdanihoz.

A Szatmár-Beregi tájon két vulkáni kúppal is találkozhatunk. Az egyik a Barabás melletti Kaszonyi-hegy, a másik a Tarpai-Nagyhegy vulkáni kúpja.

A beregi tőzegmohás lápok (Bábtava, Nyírestő, Zsid-tó) a hazai természetvédelem kiemelt fontosságú természeti területei. A tőzegmohás lápok között a Nyíres-tó unikális értéket képviselő dagadóláp, egész Közép-Európában ennek az élőhelynek a legdélebbi alföldi előfordulása. A Bockereki-erdő a benne lévő vizes élőhelyekkel, és a hozzá kapcsolódó fáslegelővel együtt szintén kiemelkedő értékű élőhely.

A 18. században elkezdődött a természeti javak intenzívebb hasznosítása, melynek eredményeképp megritkultak és feldarabolódtak az erdők, a vizes élőhelyek is kisebb területre szorultak vissza. Mindezek ellenére a terület napjainkban is gazdag védendő természeti értékekben.

Az ártéri terület az extenzív gazdálkodásra kiváló lehetőséget nyújt, a nedves kaszálók hasznosításának, gyümölcstermesztésnek nagy hagyományai vannak a területen.

A magosligeti Cserköz - és tarpai Téb-erdő, a Ricsei-erdő, a Garbolci-erdő a gyertyános tölgyesek világa. A szatmár-beregi erdők nevezetes tavaszi csodái a hóvirág, tavaszi tőzike, szellőrózsák, s az erdei galambvirág, mocsári kockásliliom, kárpáti csillagvirág.

A tájvédelmi körzet vizes, nedves területein, árterein puhafa ligeterdők, égeres láperdők és ártéri „dzsungelgyümölcsösök” találhatóak. A legutóbbi jégkorszak előtti időket az őslápok őrizték meg legjobban, mint a Bábtava Csaroda határában, vagy a Nyírjes-tó Beregdaróc határában jégkorszaki maradványnövényekkel. Az itteni tőzegmoha lápok Szatmár-Bereg európai mércével is egyedülálló értékei. A mohapárnákat ötféle tőzegmoha alkotja. Bábtava és Nyírjes-tó különlegességei a hüvelyes gyapjúsás, a kereklevelű harmatfű, a vidrafű, a tőzegeper, a tőzegráfrány, a tőzegáfonya, a babérlevelű fű.

A terület a Tisza, Szamos, Túr környéke értékes élővilágának ad otthont. Megtalálták itt a korábban kipusztultnak hitt pisztrángfélékhez tartozó dunai galócát is, az emlősök közül közönségesnek számít a hód és a vidra. Az árterek ligeteiben a halvány geze fészkel. A gyertyános tölgyesekben találunk kockásliliomot, a keményfa ligetekben (Dédai-erdő) keresztes viperát, hollót és darázsölyvet.

A vidék megkapó elemei tavaszi virágpompába öltözött vadkörtefáikkal a fás legelők, mint amilyen a Túrsvándi melletti Rókás-legelő, vagy az Erethegyi-legelő Penyige és Mánd között. Tölgy és vackor mellett magyar kőrist, mezei juhart és vénic-szilvát találunk még itt. A folyók árterületének gazdálkodástörténeti értéke az úgynevezett dzsungelgyümölcsös. Elveszettek, elfelejtettek hitt ősi dió-, alma-, szilva-, körtefajták termőhelyei. A nemesítés fontos géntartalékai e természetes kertek.

A terület kulturális értékei szintén felbecsülhetetlenek. A táj kultúráját, eszközeit, házait, falvait a természeti környezet és a közeli Máramaros erőteljes hatása valamint harmonikus ötvözete erőteljesen befolyásolta. Szatmár-Bereg településeinek nagy része honfoglalás korabeli. Lenyűgözően szép templomok, fejfás temetők, ipartörténeti emlékek jellemzik a tájat. Árpád-kori templomainak legszebb emléke a csodálatos csarodai templom vagy a tákosi tapasztott templom. Hasonlóképp értékes a lónyai harangláb vagy a szatmárcsekei csónakfejfás temető. A természet erejét használó ember életmódjának emlékei a túristvándi vízimalom vagy a tákosi szárazmalom.



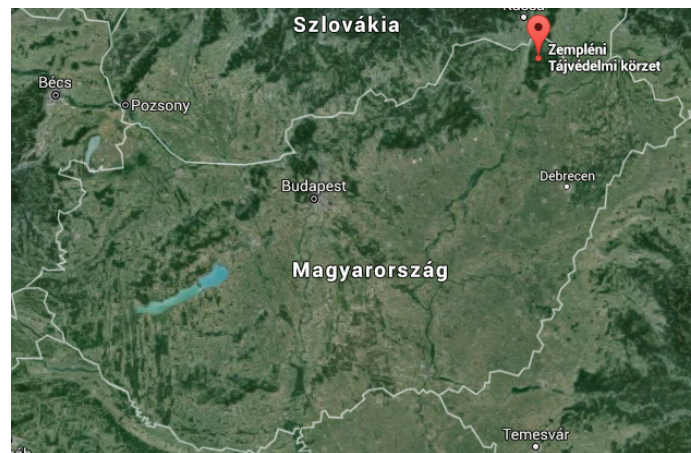
10. ábra A túristvándi vízimalom (Fotó: Zsembery Z.)  
Figure 10. Water mill of Túrsvánd (Photo: Z. Zsembery)

Fehérgyarmaton található a Szatmár-Beregi Tájvédelmi Körzet bemutatóterme, az ember és a természet címmel látható itt kiállítás a Felső-Tisza-vidék állat- és növényvilágáról. A tárlókban megtekinthetők a közelben előkerült mamutsontok is. Preparált állatok gazdag bemutatója egészíti ki a tárlatot. A kiállítás tablói fényképek, grafikonok és rajzok segítségével a tájvédelmi körzet egyes "szigeteinek" jellegzetességei követhetők nyomon, a

táj történeti kialakulásától kezdve egészen a védetté nyilvánításig (RAKONCZAY 2002, 2004, HTP12–15).

### Zempléni Tájvédelmi Körzet (1984)

1984-ben hozták létre, Magyarország ÉK-i vidékének egyik jellegzetes természeti táján (11. ábra). Területe: 4 578,6 ha (ebből fokozottan védett: 985,7 ha). A terület nemcsak országos jelentőségű védett természeti terület, hanem a 275/2004 sz. (X. 8.) Korm. rendelet alapján a védett terület teljes kiterjedésében a Natura 2000 hálózat része.



11. ábra A Zempléni Tájvédelmi Körzet elhelyezkedése (Forrás: Google Earth)

Figure 11. The situation of the Zemplén Landscape Protection District in Hungary (Source: Google Earth)

A védetté nyilvánítás idején értékékként határozták meg azokat a tájképi elemeket, a hagyományos gazdálkodás által kialakult felszíni formákat, élőhely-struktúrákat, melyek jellemezték a hegyvidéket. Ez a kép feltételezi, hogy a tájvédelmi körzet területén maradtak olyan megőrzésre érdemes területek, ahol az ember összhangban él természeti környezetével, és ez az összhang mindkét fél számára kedvező.

A tájvédelmi körzet 85%-át erdő borítja (12. ábra), az itt élő védett fajok az értékes élőhelyek jó része az erdőkhöz kötődik, ezért kiemelt fontosságú az erdők természetvédelmi szempontból megfelelő kezelése.



12. ábra Kilátás a Sólyom-bércről, háttérben a regéci várom (Fotó: Zsembery Z.)

Figure 12. Lookout from the Sólyom-bérc with the Regéc Castle in the background (Photo: Z. Zsembery)

A vadállomány kezelése így összefügg az erdők kezelésével. A fátlan növénytakasok természetvédelmi jelentősége azonban a Zempléni Tájvédelmi Körzetben jóval nagyobb, mint

területi arányuk. Sajnálatos módon, az állatállomány drasztikus csökkenésével megszűnt a gazdag növény- és rovarvilággal rendelkező hegyi irtásrétek kaszálása, a legeltetés is megszűnt, vagy jelentősen lecsökkent, így a réteken és a legelőerdőkben nagy ütemben megindultak a szukcessziós és degradációs folyamatok. Ezért fontos természetvédelmi feladat a hegyi kaszálórétek kezelése. Ezeket a kiemelkedő természeti értékű területeket a kaszálás tartotta fenn, amely a környező településeken folyó állattartás céljait szolgálta. Ez a fajta hagyományos gazdálkodási mód sajnos már hosszú évtizedek óta megszűnt, megindult a rétek degradációja, beerdősülése, ami egyes értékes fajok visszaszorulásával, rosszabb esetben eltűnésével járt. A folyamat visszaszorítása érdekében a nemzeti park igazgatóság átvállalta ezeknek a területeknek a természetvédelmi kezelését, ami a rétek egy részén (azok érzékenysége miatt) a kezelés csak hagyományos módszerekkel, kézi kaszálással, cserjeirtással lehetséges. A tájvédelmi körzetben a mezőgazdasági tevékenységre alkalmas területek részesedése nem nagy, mégsem közömbös az itt található gyepek, öreg gyümölcsösök, szőlők sorsa, mivel természetvédelmi, tájképi, esztétikai, génmegőrzési és a hagyományos gazdálkodási módok újraélesztésén, illetve fenntartásán keresztül agrártörténeti jelentőséggel bírnak.

A zempléni tájat a természet és a természettel még harmóniában élő ember alakította ki. Ezért a tájvédelmi körzet területén nem végezhető olyan tevékenység, amely ezt a tájképi egységet megbontja, veszélyezteti. Ennek érdekében az erdőkben nem végezhető nagy területű végvágások, és legeltetéssel, kaszálással meg kell akadályozni a legelők, kaszálók erdősülését, a mezőgazdasági területen pedig fenn kell tartani a hagyományosan kialakult parcellaméreteket.

### Irodalom

- ALMÁSI B., CSÁKVÁRI E., DEMETER A., MAJOR B., MOLNÁR L., NAGY E., PISZKER Z., POLLER E., SARLÓS D., URSU D., VINCZE T. 2014: A világ természetvédelmének története 1976 és 1980 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok* 12(1): 207–219.
- CENTERI Cs. 2010: A világ természetvédelmének története 1956–1960 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 8(1): 147–155.
- CENTERI Cs., GYULAI F. 2006: A világ természetvédelmének történelmi kezdetei a védett területek kialakítására vonatkozóan. *Tájökológiai Lapok*, 4(2): 427–432.
- CENTERI Cs., GYULAI, F. 2011. A világ természetvédelmének története 1966–1970 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 9(1): 127–143.
- CENTERI Cs., GYULAI, F. 2013. A világ természetvédelmének története 1971–1975 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 11(1): 127–143.
- CENTERI Cs., POTTYONDY Á. 2009: A világ természetvédelmének története 1951–1955 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 7(1): 175–189.
- CENTERI Cs., GYULAI F., PENKSZA K. 2007: A világ természetvédelmének története 1913–1933 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 5(1): 5–11.
- CENTERI Cs., GYULAI F., PENKSZA K. 2008a: A világ természetvédelmének története a II. világháború után (1946–1950, védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 6(3): 351–361.
- CENTERI Cs., PENKSZA K., GYULAI F. 2008b: A világ természetvédelmének története a II. világháború alatt (1940–1945, védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 6(1-2): 209–220.
- CENTERI Cs., POTTYONDY Á., GYULAI F. 2010: A világ természetvédelmének története 1961–1965 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 8(1): 207–219.
- HALL, D. K., BAYR, K. J., BINDSCHADLER, R. A., Schoener, W. 2001: Changes in the Pasterze Glacier, Austria, as Measured from the Ground and Space 58th. Eastern Snow Conference, Ottawa, Ontario, Canada
- KURZ, W., NEUBAUER, F., GENSER, J., DACHS, E. 1998: Alpine geodynamic evolution of passive and active continental margin sequences in the Tauern Window (eastern Alps, Austria, Italy): a review in *Geologische Rundschau* 87(2): 225–242.
- MAAS, W., NEUBERT, H-J. 2010: A 100 legszebb nemzeti park a világon. Alexandra kiadó, pp. 208
- IUCN 1994: Guidelines for Protected Area Management Categories. CNPPA with the assistance of WCMC. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- PENKSZA, K., GYULAI F., CENTERI Cs. 2007: A világ természetvédelmének története 1934–1939 között (védett területek alapítása). *Tájökológiai Lapok*, 5(2): 239–347.



RAKONCZAY Z. 2002: Természetvédelem. Szaktudás Kiadó Ház Zrt., Budapest, pp.330

RAKONCZAY Z. 2004: A Hortobágytól Bátorligetig. Az Észak-Alföld Természeti Értékei. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 417

HTTP1: <http://www.iucn.org/> (honlap utolsó elérése 2015. május 14.)

HTTP2: <http://www.unep-wcmc.org/wdpa/> (honlap utolsó elérése 2015. május 14.)

HTTP3: <http://protectedplanet.net/> (honlap utolsó elérése 2015. május 14.)

HTTP4: <http://www.nationalparksaustria.at/nationalparks-360-grad/die-nationalparks/hohe-tauern/>

HTTP5: [www.hohetauern.at/en/](http://www.hohetauern.at/en/)

HTTP6: [https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/thumb/9/94/Waterfalls\\_in\\_Krka\\_National\\_Park - Croatia\\_02.jpg/800px-Waterfalls\\_in\\_Krka\\_National\\_Park - Croatia\\_02.jpg](https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/thumb/9/94/Waterfalls_in_Krka_National_Park_-_Croatia_02.jpg/800px-Waterfalls_in_Krka_National_Park_-_Croatia_02.jpg)

HTTP7: <https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/thumb/3/3d/Krka01167.JPG/240px-Krka01167.JPG>

HTTP8: <http://www.npkrka.hr/#/prirodna-bastina/zivotinjski-svijet-arka/kraljesnjaci/?lang=eng>

HTTP9: [http://hu.wikipedia.org/wiki/Krka\\_Nemzeti\\_Park](http://hu.wikipedia.org/wiki/Krka_Nemzeti_Park)

HTTP10: <http://www.find-croatia.com/nationalparks/krka.html>

HTTP11: [http://en.wikipedia.org/wiki/Krka\\_National\\_Park](http://en.wikipedia.org/wiki/Krka_National_Park)

HTTP12: <http://lifeberg.hnp.hu/index.php?module=pagesetter&func=viewpub&tid=1&pid=3>

HTTP13: <http://geo.kvvm.hu/tir/viewer.htm>

HTTP14: <http://www.hnp.hu/78-8317.php>

HTTP15: [http://hu.wikipedia.org/wiki/Szatm%C3%A1r-Beregi\\_T%C3%A1jv%C3%A9delmi\\_K%C3%B6rzet](http://hu.wikipedia.org/wiki/Szatm%C3%A1r-Beregi_T%C3%A1jv%C3%A9delmi_K%C3%B6rzet)

#### THE HISTORY OF NATURE CONSERVATION BETWEEN 1981 AND 1985 (DESIGNATION OF PROTECTED AREAS)

T. BERECZ, L. FEHÉR, G. GYOVAI, K. HÁGA, I. G. KAZINCZY, P. LIPTÁK, G. PÁPAY, J. PETROVSZKI, V. J. PROHÁSZKA, S. RUFF, Á. SZAKÁCS, M. M. MÉSZÁROS, K. ZS. KISZEL

<sup>1</sup>SIU, Institute of Environment and Landscape Management,  
Nature Conservation Master Programme  
H-2103 Gödöllő, Péter K. u. 1.

**Keywords:** nature conservation, history, world, protected areas, 1981–1985

There has been 6174 established between 1981 and 1985 all over the world. All data in the article belong to nature conservation areas classified by the IUCN. According to this database the largest number of established protected category (47.78%) belonged to IUCN category V (Habitat/Species Management area: protected area managed mainly for conservation through management intervention) in the examined time period. According to the IUCN database Ukraine established the biggest number (1235) of protected areas. As time passes by, not only the number of protected areas grew but the types of national categories, too. But between 1981 and 1985 there were 131 national categories in use. Area sizes differed from average, the majority was between 0 and 99 ha, and however it was only the 0.082% area of all protected lands. 8 protected areas were listed from Hungary. The Aggtelek National Park, 3 landscape protection districts and 4 nature conservation area were listed by IUCN from this period. We can state that the number of areas grew, compared to the 4871 areas established between 1976 and 1980, there were 6174 established between 1976 and 1980. In this period, some important historic events were the foundation of Hohe Tauern National Park in Austria for the protection of high mountain areas, Sundarbans National Park for the protection of *Panthera tigris ssp. Bengalii* in India, the Lucayan National Park for the protection of the largest underwater cave system in the Bahamas, the Kahuzi-Biega Mountains National Park for the protection of *Gorilla beringei beringei* in The Democratic Republic of Congo, the Krka National Park for the protection of hydrological values in Croatia, and the Palenque National Park for the protection of one of the largest Maya cities and its surroundings in Mexico.

## **COST TU1401 - Spring Meeting 2015, Lisbon**

**Local Organiser:** Dr. Ana Delicado, University of Lisbon

**Meeting Venue:** Institute of Social Sciences, University of Lisbon Av Anibal de Bettencourt, 9 1600-189 Lisbon, Portugal

**Meeting Date:** 23 – 25 March 2015

### **23<sup>rd</sup> of March, Monday**

After the Management Committee meeting in the morning, there was an Opening plenary session. Welcome address was presented by the Director of the Institute of Social Sciences, University of Lisbon.

Introduction to the meeting was presented by Michael Roth.

Ana Delicado welcomed the participants on behalf of the local organiser.

Serge Schmitz: Call for STSMs

WG Chairs/Co-Chairs: Short introduction of WGs

Work in Working Groups 1 – 4 led by WG Chairs/Co-Chairs.



*Figure 1. Participants of the COST TU1401 RELY (Renewable Energy and Landscape Quality) in Lisbon, 23–25. March, 2015*

### **24<sup>th</sup> of March, 2015, Tuesday**

Morning session

**Local presentations** on renewable energy and landscape

- António Sá da Costa, president of APREN Portuguese Association for Renewable Energies “*Renewable energies in Portugal*”
- Ana Estanqueiro, senior researcher at the National Laboratory of Energy and Geology “*Potentials of wind energy in Portugal*”
- Ana Isabel Afonso, professor at the Faculty of Social Sciences and Humanities, New University of Lisbon “*Wind energy and landscape protection in Portugal*”
- António Vieira, professor at the University of Minho “*Landscape evolution and landscape history in Portugal in the last two centuries*”

Afternoon session

Work in **Working Groups** 1–4 led by WG Chairs/Co-Chairs

**25<sup>th</sup> of March, 2015, Wednesday**

Morning session

Report from working groups (WG Chairs/Co-Chairs)  
Outlook on next activities (Michael Roth)

Afternoon session

**Field-trip** with bus and guided tours

- Amareleja photovoltaic solar power plant (world's highest-capacity PV plant equipped with solar tracking)



*Figure 2.* The Amareleja photovoltaic solar power plant visited by the COST TU1401 RELY (Renewable Energy and Landscape Quality) participants on the 25<sup>th</sup> of March, 2015

- Alqueva hydroelectric dam (Europe's largest artificial lake and Europe's largest dam)



*Figure 3.* Alqueva hydroelectric dam (and its map with the effected areas) visited by the COST TU1401 RELY (Renewable Energy and Landscape Quality) participants on the 25<sup>th</sup> of March, 2015

Ana Delicado  
Institute of Social Sciences, University of Lisbon  
Portugal

## Útmutató a szerzők részére

A kéziratokat kizárólag elektronikus formában (e-mail) kérjük a szerkesztőségbe elküldeni. A kéziratok 2 lektorhoz kerülnek bírálatra. A kéziratok beérkezésének határideje január 15-e és augusztus 15-e.

A kéziratokat az alábbiak figyelembevételével kérjük elkészíteni:

A kézirat tagolása:

**A CIKK CÍME** (nagybetűvel, vastagítva, középre helyezve, 12-es betűméret)  
üres sor

**SZERZŐ(-K)** Neve (családnév csupa nagybetűvel, keresztnévben csak az első betű nagybetűvel, középre helyezve, 12-es betű), 1 üres sor  
a szerző(-k) munkahelye (az első sorban), postacíme, e-mail cím (a második sorban) (középre helyezve, 10-es betű), 1 üres sor

**Kulcsszavak** (maximum: hét), 1 üres sor

**Összefoglalás** (10-es betűméret), 1 üres sor

Majd folyamatosan (a címetek középre helyezve, vastagítva): **Bevezetés, Anyag és módszer, Eredmények, Megvitatás (vagy Eredmények és Megvitatásuk), Köszönetnyilvánítás, Irodalom.**

A kézirat elkészítésekor kérjük alkalmazzanak 12-es méretű Times New Roman, normál betűtípust és egyes sortávot. Dőlt betűvel csak a latin nevek, vastagon csak a címsorok lehetnek szerkesztve. A szövegek közti citáláskor és az irodalomjegyzékben a szerzők nevének írásakor kérjük használjanak KISKAPITÁLIS betűtípust.

Szövegtörzs: 12-es betű, TMN, sorkizárt. A címsorok utáni első sor ne legyen behúzva, a második bekezdéstől az első sor legyen behúzva (1 cm).

Az ábrákat és a táblázatokat, a magyar és idegen nyelvű címmel együtt a szövegben kérjük elhelyezni (10-es betűméret, az ábra és a táblázat szó és a számuk dőlt, maga a cím normál)! A címek önmagukban is értelmezhetőek legyenek magyarul és angolul is! Az angol és a magyar tartalom legyen összhangban!

Az idegen nyelvű összefoglalót kérjük az irodalomjegyzék után elhelyezni, ebben szerepeljen a dolgozat idegen nyelvű címe, a szerző (vagy szerzők) neve, a szerző munkahelye és a kulcsszavak (**Keywords**). Az „Abstract” szó nem kell az angol nyelvű absztraktba, a **Keywords** után jön egy üres sor és kezdődik az absztrakt szövege. Nem kell az absztraktba sortörés.

Az **Irodalom** kizárólag a szövegek közti hivatkozásokat tartalmazza. Az irodalom a szerzők ABC szerinti sorrendje, ezen belül időrendi sorrend szerint állítandó össze. A citálást az alábbi minták szerint kérjük elvégezni:

*Folyóirat:* KIS A., NAGY B. 1993: Cím. Tájékológiai Lapok 80: 100–110. (több szerzős művekben az egyes szerzők neve között csak vesszőt használjanak)

*Szerkesztett kötet:* TALAJ A. 1990: Cím. In: VÍZ B., VAGY C. (szerk.) Cím: Tájékológiai Kiadó, Budapest, pp. 62–75.

*Könyv:* BASTIAN, O., SCHREIBER, K-F. 1994: Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. G. Fischer V., Jena/Stuttgart.

Az ábrák nyomdakész állapotban készítenődök el, szövegbe szúrva (méret max. 12,5 x 19,5 cm). Digitális formátumban jpg, tiff vagy bmp kiterjesztést fogadunk el. Nevében szerepeljen az ábra száma. A fotókat is ábraként kérjük folyamatosan, a többi ábrával közösen számozni!

A <http://www.mkk.szie.hu/~centeri/tajoko/minta.doc> címen található mintaoldalon található bővebb információ a szerkesztéssel kapcsolatban.

