



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
KÖRNYEZETTUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA

Ipoly menti vizes élőhelyek értékelése eltérő térképezési módszerek összehasonlító alkalmazásával

DOKTORI ÉRTEKEZÉS

Turcsányi-Járdi Ildikó

Gödöllő

2022

A doktori iskola

megnevezése: Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága: Környezettudomány

vezetője: Csákiné Dr. Michéli Erika

egyetemi tanár

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem,

Környezettudományi Intézet

témavezető: Prof. Dr. Penksza Károly

egyetemi tanár

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Növénytermesztési-tudományok Intézet

Növénytan Tanszék

társ- témavezető: Dr. Saláta-Falusi Eszter

egyetemi docens

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Növénytermesztési-tudományok Intézet

Növénytan Tanszék

.....

Az iskolavezető jóváhagyása

.....

A témavezetők jóváhagyása

Tartalom

1.	Bevezetés, célkitűzések	5
2.	A kutatás irodalmi háttere	7
2.1.	Biodiverzitás csökkenés és élőhelyek változása	7
2.2.	Élőhelyek megfigyelése és dokumentálása	7
2.2.1.	<i>Műholdképek alkalmazása a vegetáció megfigyelésére</i>	8
2.3.	Legeltetés és kaszálás biodiverzitás megőrző szerepe	9
2.3.1.	<i>Érzékeny területek megőrzése</i>	9
2.3.2.	<i>Az Ipoly-völgy vegetációjának bemutatása</i>	10
2.3.3.	<i>Az Ipoly-völgy természeti értékeit veszélyeztető tényezők</i>	11
2.3.4.	<i>Ipoly-völgy fenntartható használata gyepgazdálkodással</i>	12
3.	Anyag és Módszer	14
3.1.	Vizsgálati terület bemutatása	14
3.2.	Mintaterületek bemutatása és a cönológiai adatgyűjtés módszertani háttere	14
3.3.	Az értékelés során alkalmazott mutatók és kategóriák	19
3.3.1.	<i>Szociális magatartási típusok (SBT), természetességi érték és ritkasági kategóriák</i>	19
3.3.2.	<i>A relatív talajvíz- illetve talajnedvesség indikátor számai (WB)</i>	21
3.3.3.	<i>A nitrogén igény relatív értékszámai (NB)</i>	22
3.3.4.	<i>Természetvédelmi értékkategóriák (TVK)</i>	22
3.3.5.	<i>Raunkiaer-féle életformák</i>	23
4.	Eredmények és bemutatásuk	30
4.2.	Cönológiai adatok értékelése 2017 és 2021 között	31
4.2.1.	<i>Szociális magatartási típusok (SBT)</i>	31
4.2.2.	<i>A relatív talajvíz- illetve talajnedvesség indikátor számai (WB)</i>	33
4.2.3.	<i>A nitrogén igény relatív értékszámai (NB)</i>	36
4.2.4.	<i>Természetvédelmi értékkategóriák (TVK)</i>	38
4.2.5.	<i>Raunkiaer-féle életformák</i>	39
4.2.6.	<i>Az adatok sokváltozós statisztikai értékelése</i>	42
4.3.	Mintaterület élőhelytérképeinek bemutatása különböző módszerek alkalmazásával	44
4.3.1.	<i>A mintaterület élőhelyeinek bemutatása ANÉR módszertan alapján</i>	45
4.3.2.	<i>A mintaterület élőhelyeinek leíró bemutatása</i>	46

4.3.3.	<i>A 2010 és 2020-as élőhelytérképek összehasonlítása.....</i>	49
4.3.4.	<i>General Habitat Category (GHC) eredményeinek bemutatása.....</i>	51
4.3.5.	<i>Az ÁNÉR és GHC osztályozási rendszerek összehasonlítása.....</i>	54
4.4.	Sentinel-2A műhold adatok bemutatása és értékelése.....	55
4.4.1.	<i>Országos meteorológiai adatok elemzésének eredménye.....</i>	55
4.4.2.	<i>A műholdadatok összevetése az ÁNÉR kategóriarendszerével.....</i>	56
4.4.3.	<i>Normalizált vegetáció index (NDVI) adatok értékelése 2017 és 2021 közötti időszakban.....</i>	58
4.4.4.	<i>Zöld normalizált vegetáció index (GNDVI) adatok értékelése 2017 és 2021 közötti időszakban.....</i>	62
4.4.5.	<i>Normalizált vízkülönbség index (NDWI) adatok értékelése 2017 és 2021 közötti időszakban.....</i>	65
4.4.6.	<i>Módosított normalizált vízkülönbség index (MNDWI) adatok értékelése 2017 és 2021 közötti időszakban.....</i>	68
4.4.7.	<i>A műhold adatokból generált index adatok és élőhelytérképek statisztikai eredményei.....</i>	71
4.4.8.	<i>GHC kategóriák és műhold adatokból generált indexek mátrix plot eredményei.....</i>	74
5.	Következtetések és javaslatok.....	77
6.	Új tudományos eredmények.....	79
7.	Összefoglalás.....	80
8.	Summary.....	84

1. Bevezetés, célkitűzések

Az emberi tevékenység negatív hatása az ökoszisztémára határtalan mértéket öltött napjainkra, az UNEP (United Nations Environment Programmes) egyik tanulmánya szerint az elmúlt 300 évben a vizes élőhelyek 90 százalékát, míg az utóbbi 50 évben az erdők 50 százalékát veszítettük el világviszonylatban (UNEP 2016). Ezen antropogén hatások összessége, magára az emberiségre nézve is veszélyes, ezért e folyamat visszafordítása korunk egyik legnagyobb kihívása (Szabó 2019).

Az élővilág elszegényedésének megakadályozásához meg kell ismerni a folyamatokat, az élővilág válaszreakcióit a folyamatosan változó és új hatásokra. Az állapotok feljegyzésével, térképezésével és nyomon követésével a területen történt változás tudományosan dokumentálhatóvá válik (Fekete et al. 1997), így tervezhető lesz a védelmi beavatkozás (Haraszthy 2014).

Az elmúlt pár évtizedben jelentősebb szélsőségek figyelhetők meg Európa klímájában, ami a globális éghajlatváltozás következményének tudható be (IPCC 2014). A változó éghajlati körülmények következtében az aszályok és árvizek rendszertelen váltakozása obszerválható a Kárpát-medence területén (Bartholy and Pongrácz 2007; 2014). A 19. század kezdetétől megfigyelhető a vizes élőhelyek jelentős csökkenése (Čížková-Končalová 2013). Az Európai Unió szabályozásban fontos mérföldkőnek számít a Víz Keretirányelv (2000/60/EC Direktíva) - amely nagy hangsúlyt fektet a természetvédelmi szempontokra, a vízi ökoszisztémák, a víztől közvetlenül függő szárazföldi ökoszisztémák és vizes területek állapotának megtartására és állapot javítására - hazai végrehajtása, mely szorosan kapcsolódik természetvédelmi feladatokhoz (Európai Bizottság 2002). A vizes élőhelyek közül a folyóknak kiemelten fontos szerepük van a természeti folyamatok szabályozásában és a biológiai sokféleség megőrzésében, hiszen összekötik a vízgyűjtő különböző élőhelyeit, kapcsolatot teremtenek az életközösségek közt, segítik a vadon élő fajok természetes elterjedését és fennmaradását. A folyószabályozások miatt ökológiailag kedvezőtlen hatások következtek be, az árterek természetes élővilága szinte csak a hullámtereken maradt fenn, csak itt érvényesül a folyók szabad vízjárása (Tardy 2002).

Jelen dolgozat a Középső Ipoly-völgyi mintaterület Dejtár és Ipolyvece közigazgatási határa között elterülő élőhelyekkel foglalkozik. Több szempontból is alkalmasnak minősült e terület a vizsgálatra. Az Ipoly-völgy vizsgált szakasza a vízrendezés által kevésbé érintett. Az elmúlt évtizedekben megfigyelhető volt a csapadékmennyiség csökkenése ezen a területen. Ezen hatások következményeként a vegetáció változása is tapasztalható. Az inváziós fajok megjelenése és terjedése szempontjából is kitéttek ezek az élőhelyek az Ipoly lineáris volta miatt (Schmoczner 2014). A dejtári és pataki réteken változatos élőhelyek és a hozzájuk kötődő számos különböző növénytársulás található meg. A terület egyes részei helyi jelentőségű értéknek 1973-ban kerültek védelem alá (Hegyi et al. 2007), majd 1997-től az egész Ipoly-völgy a Duna-Ipoly Nemzeti Park részét képezi. Ezen kívül közösségi jelentősége is nagy, mert különleges természet megőrzési (HUDI20026) és különleges madárvédelmi terület (HUDI10008) is egyben, továbbá a vonuló vízimadarak érdekében a Ramsari Egyezmény hatálya alá is tartozik. Az Ipoly mente a korábbi felmérések alapján (Bíró et al. 2010, Penksza et al. 2012) a környezeti tényezők vegetációban kimutatható változásainak jó indikátora.

Az előbbieket figyelembevételével napjainkban még fontosabbá vált az természetes élőhelyek aktuális állapotának feltárása, esetleges javítása, az állapotok

dokumentálása és aktuális kezelési javaslat megfogalmazása a jelen klimatikus környezethez való leghatékonyabb alkalmazkodás érdekében, mely a Global Biodiversity Outlook 5 (2020) jelentés javaslatai között is megjelenik.

A doktori értekezésben a következő kérdésekre keresem a választ, mely a vizsgálat fő célkitűzéseiként szerepelnek:

1. A vizsgált terület térképezése és dokumentálása eltérő módszertan alapján, az esetleges különbségek és egyezések megfigyelése- az általános élőhelyosztályozás módszertanát és kategóriarendszerét felhasználva elkészíteni az Á-NÉR térkép, valamint a General Habitat Category (GHC) módszertan alapú élőhelytérképet az aktuális területhasználat EBONE protokollnak megfelelő kategóriáit felhasználva (Bunce et al. 2005).
2. A terület előzetes 2010-es és az aktuális 2020-as vegetációvizsgálatának összehasonlítása, a változásának bemutatása, továbbá a folyamatot leginkább érintett élőhelyek megfigyelése.
3. A terepi megfigyelések összevetése a műholdadatokból generált több szempontú indexek (NDVI, GNDVI, MNDWI, NDWI) eredményeivel 2017 és 2021 közötti időszakban, továbbá ennek összevetése a terepi megfigyeléssel.
4. A vizsgált terület gyepterület állapotának felmérése, cönológiai és cönoszisztematikai vizsgálatokkal. Ezek alapján a jelen fenntartó (legeltetés) kezelési mód a vegetációra gyakorolt hatásának megfigyelése. A kapott eredmények szociális magatartási típusok, relatív ökológiai mutatók, természetvédelmi értékkategóriák és életformák szerinti értékelése.

2. A kutatás irodalmi háttere

2.1. Biodiverzitás csökkenés és élőhelyek változása

A bevezetőben már említésre került a biodiverzitás csökkenésének globális méretű problémája. A biológiai sokféleség fontosságának felismerését és védelmét célzó egyezmény már 1992-ben megalakult (Vö.1995. évi LXXXI. Tv). Az Európai Unió a természetes vegetációtípusok hosszú távú fennmaradásának biztosítása érdekében természetes elterjedésük szinten tartását vagy növelését tűzte ki céljául. Az 1992-ben elfogadott Élőhelyvédelmi Irányelv (43/92/EGK) ([http1](#)) alapján kijelölésre kerülő különleges természetmegőrzési területek az európai ökológiai hálózat, azaz a Natura 2000 hálózat részét képezik (Szabó 2019). A közösségi jelentőségű természetes élőhelytípusok – melyek fennmaradását csak azonnali intézkedéssel lehet biztosítani, kiemelt jelentőségűek és az unióban elsőbbséget, prioritást élveznek – megőrzésük fenntartható formában csak harmonikus táji integráltsággal érhető el. A gazdasági és társadalmi igények, tevékenységek kiegyensúlyozott és integrált tervezését és megvalósítását az Európai Tájegyezmény ([http2](#)) hazai végrehajtását keretbe foglaló 2017-ben elfogadott Nemzeti Tájstratégia (2017-2026) ([http3](#)) emeli az aktuális prioritások közé. 2020-ban megszületett európai zöld megállapodás, melynek keretében az Európai Bizottság elfogadta a Biodiverzitás Stratégiát 2030-ig (Európai Parlament 2020).

2.2. Élőhelyek megfigyelése és dokumentálása

A vegetációtérképezést és módszereit elsőként a növényzet ábrázolásának szolgálatában alkalmazták. Hazánkban a táji léptékű vegetációtérképezés az 1920-30 években vette kezdetét (Magyar 1928, Zólyomi 1928, 1931, 1939a, 1939b). A módszert tekintve az Európai szinten is elfogadott fitocönológiai megközelítés jellemezte, mely szerint térben a vegetáció folyamatos ismétlődése fedezhető fel, hasonló fajösszetétellel és fiziognómiával rendelkező nem folyamatos, éles határokkal elváló egységeket mutat (Felföldy 1943, Zólyomi 1951, Fekete 1998, Kun et al. 2002). A csoportosításokban egységesen megfigyelhető, hogy a florisztikai, tehát fajösszetételi szempontok mellett sokkal nagyobb hangsúlyt kaptak a szerkezeti, ökológiai és földrajzi szempontok, mint ahogy az a növénytársulástanban megszokott (Borhidi 2003). Ez megfigyelhető a több társulást is magába foglaló nagyobb egységek, élőhelytípusok osztályozási rendszerében is. Összességében a térképezéseknél a fajösszetétel háttérbe szorulása vált jellemzővé, mellyel együtt az elnevezések is változtak; az alkotó fajok felsorolása helyett inkább termőhely szempontúvá váltak.

Az élőhely-osztályozási rendszer irodalmi háttere európai és hazai szinten is rendkívül gazdag (Borhidi és Kevey 1996, Borhidi et al. 1999, Borhidi 2003, 1968, Soó 1964-1980, Fekete 1980, Jakucs 1981, Kevey 2008, Küchler és Zonneveld 1988, Majer 1962, Mucina és Maglocky 1985, Pócs 1981, Pott 1992, Rodwell 1991-2000, Whittaker 1980).

Hazai viszonylatban az elsőrendű szempont a természetes és az emberi behatásoktól mentes területek felmérése volt, mellyel a területet jellemezték és dokumentálták (Soó 1964, Zólyomi 1954). A természetes és természetközeli területek megfigyelésének felismerése az 1990-es évekre a természetvédelem területén új kihívásokat, szemléletmód-váltást eredményezett (Ángyán et al. 2003). A változások a vegetációtérképezés területére is kihatottak. A vegetációtérképezés alapvető célja az

volt, hogy a területeket jellemezze és/vagy összehasonlítsa (Takács és Molnár 2009). Számos természetvédelmi célú vegetációtérkép készült, melyek közül kiemelendők Vojtkó András nagy területek növényzetét feltáró munkái (Naszály, Bükk hegység, Aggtelek, Cserehát, Zemplén) (Vojtkó 1993, 1995, 1997a, 1997b, 2001). Ahogy megváltozott a felmérések célja és a természetvédelem előtérbe került, az a módszertanban is változást eredményezett. Míg korábban a térképezések alap kutatás-jellegűek voltak, melyek elsődleges célja a természetes növénytársulások elkülönítése, leírása, termőhelyi, szomszédsági kapcsolatainak feltárása volt; addig az új, komplex szemléletű vegetáció-térképezés a növényzeti folthatárok minél pontosabb megjelenítésére, a foltok jellegének, természetességének, a dinamika és a tájhasználattal összefüggő jelenségek lehető legrészletesebb dokumentálására törekszik (Fekete 1998, Kun et al. 2002). A térképezéssel szemben támasztott újszerű igények a módszerek vonatkozásában új eljárás, az élőhely-térképezés kidolgozásához vezettek, melynek alapegysége az élőhely lett (Kun et al. 2002, Bölöni et al. 2008b, Takács és Molnár 2009). Majd a természetvédelmi célokat kiegészítve megjelentek a vegetációtörténeti alap kutatások, melyek a vegetáció változásának megértéséhez elengedhetetlenek bizonyultak. A történeti jellegű kutatások keretében történeti térképek, archív légifotók botanikai szempontú elemzésére is sor került (Biró 2006a, Biró és Tóth 1998).

A térinformatika és a távérzékelés gyors fejlődése az élőhely-térképezés területén is új módszerek, eljárások kidolgozását eredményezte. A korábbi tapasztalatokat integrálva és a változások monitorozását is lehetővé téve a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer több szempontú, egymás mellett alkalmazható osztályozásokat támogat, ami lehetővé teszi egy vizsgált kérdés sajátosságának vagy egy élőlénycsoport élőhely-választásának leginkább megfelelő osztályozási alrendszer alkalmazását, így a jelenségeket több dimenzióból közelíti meg. A rendszer alosztályai az általános élőhely-osztályozás (Á-NÉR), a cönológiai osztályozás (C-NÉR), a víztér-tipológiai törzsadatár (V-NÉR) és a hazai élőhelyek társulástani alapú listája (T-NÉR) (Fekete et al. 1997).

2.2.1. Műholdképek alkalmazása a vegetáció megfigyelésére

A technológia gyors fejlődésével a műholdas távérzékelés egyre nagyobb szerepet kap napjainkban a tudományos és gyakorlati életben egyaránt. Változatos területeken végzett alkalmazása napjainkra már elfogadottá vált, ilyen többek között a meteorológia és a precíziós mezőgazdaság. Továbbá kiemelhetjük az ökológiai megfigyelésre használt alkalmazását, mellyel a műholdképek alapján (MEPAR) egy-egy inváziós faj detektálása vagy akár erdőtüzek jelzése is lehetővé válik (Mucsi 2014).

Az első földmegfigyelési műhold kidolgozását a NASA kezdte meg meteorológiai és távérzékelési kísérletként. Az ERTS (Earth Resources Tehnology Sattelites) sorozatot később LANDSAT-nek nevezték, melynek első műholdját 1972-ben indították (Mucsi 2004). Több kutatás azt mutatja, hogy a műholdfelvételek használata rendkívül nehéz, hiszen az alacsony spektrális felbontás miatt a területek homogenitást mutatnak (Ramsey és Laine 1997). Az Európai Unió Föld megfigyelési programja a Copernicus, mely megfigyeli a bolygót és környezetét. A Copernicus program részeként az Európai Űrügynökség (ESA) létrehozta a Sentinel műholdcsaládot. A dolgozatban a szárazföld-monitoringra használt Sentinel-2A műhold adataival foglalkozom, mely

különböző adatokkal szolgál a földhasználatról, felszínborításról és annak változásáról, a növényzet állapotáról és a vízciklusról. Az összes adat költségmentesen hozzáférhető, amelyek három naponként frissülnek új adatállománnyal. A Sentinel-2A-t 2015. június 23-án állították pályára (Sentinel). A Sentinel-2A 10–60 méteres intervallumban kínál felbontást (Drusch et al. 2012). Szemben a Landsat OLI/TIRS felvételekkel, spektrális felbontás tekintetében a Sentinel-2A esetében a közeli infravörös és vörös sávok 10 m felbontásra adnak lehetőséget, ami lehetővé teszi a terület vegetáció szintű térképezését (Kaplan és Avdan 2017).

2.3. Legeltetés és kaszálás biodiverzitás megőrző szerepe

Az utóbbi évtizedekben a gyepek diverzitása hazánkban és Európa szerte egyaránt csökkent (Bakker és Berendse 1999). Ennek a csökkenésnek az okai a gyepek beépítésén, feltörésén és fragmentálódásán túlmenően a megváltozott területkezelésben keresendők (Fischer és Stöcklin 1997; Penksza et al. 2007). A területek kezelésének felhagyása, illetve a hasznosítás intenzívebbé válása (például műtrágyázás, peszticidek használata, túllegeltetés) egyaránt vezethet a diverzitás csökkenéséhez (Bischoff et al. 2005, Penksza et al. 2007, 2010, 2013, Valkó et al. 2011). Ezek a folyamatok gyakran a gyepek fitomassza viszonyainak megváltoztatásán keresztül fejtik ki hatásukat (Guo 2007; Szentés et al. 2009a, 2009b, 2012), ezért ökológiai és természetvédelmi szempontból is elengedhetetlen a fitomassza–fajsám kapcsolatok vizsgálata természetes gyepekben. A gyepekben jelen lévő fitomassza mennyisége kismértékű zavarás esetén azok produktivitásától függ, így a fitomassza értékek elemzése segítségével a produktivitást értékelhetjük (Kelemen et al. 2013b, Házi et al. 2009, 2011).

Az állatok jelenléte a legelőn háromféle hatással van a gyepre: 1. a legelő növényzetét az állat szelektív módon fogyasztja, 2. ürülékét juttat a gyepre, 3. patájával tapossa azt (Béri et al. 2004). A szelektív fogyasztás azt jelenti, hogy az állat érzékszervei segítségével válogat a legelőn megtalálható növények között, és csak a számára megfelelő és ízletes növényeket, növényi részeket fogyasztja el. A szúrós, mérgező és rossz ízű növényeket ösztönösen kikerüli, sőt ezek közvetlen közeléből már nem is legel. A kedvelt, így szívesen legelt növények fiziológiai tartalékai könnyebben kimerülhetnek nagy állati terhelés mellett és lassan kiszorulhatnak a gyeptől. A nem legelt fajok generatív fejlődését a legelés nem akadályozza, így annak az esélye, hogy növeljék arányukat a gyepten, folyamatosan fennáll (Béri et al. 2004). Beavatkozás nélkül ezek a növények fokozatosan elszaporodnak a gyepten és rontják az értékét; a legelő elgyomosodik. Vinczeffy (2006) ezzel szemben viszont azt írja, hogy azok a növények uralják a terepet, amelyek elviselik a legelést, és ízlenek az állatoknak.

2.3.1. Érzékeny területek megőrzése

Az Európai Unió szabályozás Víz Keretirányelvének (2000/60/EC Direktíva) - amely nagy hangsúlyt helyez a természetvédelmi szempontokra, a vízi ökoszisztémák, a víztől közvetlenül függő szárazföldi ökoszisztémák és vizes területek állapotának megtartására és javítására - hazai végrehajtása szorosan kapcsolódik természetvédelmi feladatokhoz (Európai Bizottság 2002). A vizes élőhelyeknek, - így a folyóknak - fontos szerepük van a természeti folyamatok szabályozásában és a biológiai sokféleség megőrzésében, hiszen összekötik a vízgyűjtő különböző élőhelyeit, kapcsolatot teremtenek az életközösségek közt, segítik a vadon élő fajok természetes elterjedését és fennmaradását (Deák et al., 2015a). A folyószabályozások miatt ökológiailag

kedvezőtlen hatások következtek be, az árterek természetes élővilága szinte csak a hullámtereken maradt fenn, csak itt érvényesül a folyók szabad vízjárása (Tardy, 2002). Az Ipoly 1960-as években elkezdődött szabályozása miatt bekövetkező mederrövidülés az árvizek gyorsabb levonulását, emiatt pedig az árterek rosszabb vízellátását eredményezte. Az Ipoly-völgy ezen szakaszán az elmúlt évtizedekben jellemző volt a csapadékmennyiség csökkenése vagy rendszertelenebb megjelenése, amely a vegetáció változásában is hirtelen megtapasztható volt (Penksza et al., 2012). A dejtári és pataki réteken változatos élőhelyek és hozzájuk kötődően számos különböző növénytársulás található meg (Penksza et al., 2012; Bardóczy et al., 2011; Schmotzer, 2008). A terület egyes részei helyi jelentőségű értékként 1973-ban kerültek védelem alá (Hegyi et al. 2007), majd 1997-től az egész Ipoly-völgy a Duna-Ipoly Nemzeti Park részét képezi (Füri és Kelemen, 1997). A terület ezen felül különleges természetmegőrzési (HUDI20026) és különleges madárvédelmi terület (HUDI10008) is egyben, továbbá a vonuló vízimadarak megőrzése és védelme érdekében a Ramsari Egyezmény hatálya alá tartozik, ezen kívül Natura 2000-es terület.

2.3.2. Az Ipoly-völgy vegetációjának bemutatása

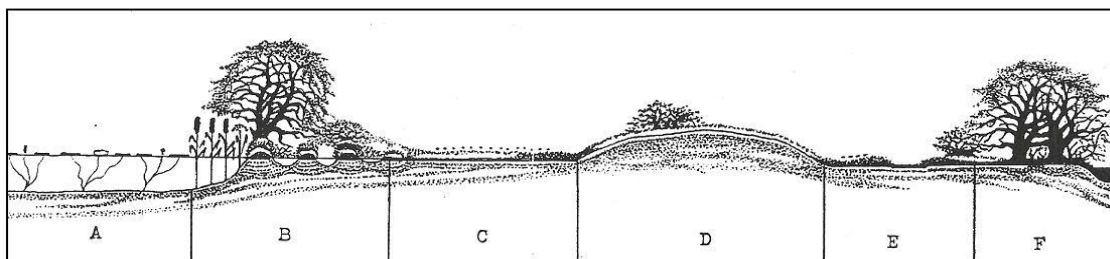
Kistáji szinten földrajzilag az Ipoly-völgy területe két részre osztható, mint Alsó-Ipoly-völgy illetve Középső-Ipoly-völgy (Király 2008). Az Alsó-Ipoly-völgy térségében általánosan elmondható, hogy a kísérő ártéri ligeterdők, égeres láperdők nagyrészt megsemmisültek, helyükön ma mocsárrétek, láprétek és művelt területek helyezkednek el. A terület arculatára emlékeztető fajról, a széles pajzsikáról (*Dryopteris dilatata*) számol be Király és Bölöni (Farkas1999). Az egykori homokos területeket uraló homoki tölgyesek komplexeit (pusztai és gyöngyvirágos-tölgyesek) mára felváltotta az akác, illetve megmaradt foltjai nagyban leromlottak (Király 2008). Az Ipolyszögi térségben környezetváltozás miatti fajeltűnésekről is beszámol Szollát (2004), mely a következő fajokat érinti: orvosi kálmos (*Acorus calamus*), dárdás nádtippán (*Calamagrostis canescens*), gyilkos csomorika (*Cicuta virosa*), keskenylevelű gyapjúsás (*Eriophorum angustifolium*), бүдös borgyökér (*Oenanthe fistulosa*), vízi aggófű (*Senecio erraticus*), *Taraxacum paludosum* (Szollát 2004). Korábbi florisztikai adatok alapján több idegenhonos növény is előtérbe került, mint gyalogakác (*Amorpha fruticosa*), selyemkóró (*Asclepias syriaca*), tájidegen őszirózsa-fajok (*Aster spp.*), japánkeserűfű-fajok (*Reynoutria spp.*), aranyvessző-fajok (*Solidago spp.*) (Király 2008, Schmozer 2014), japán komló (*Humulus japonicus*) (Lőkös 2011).

A Középső-Ipoly-völgyre egykoron inkább a keményfa ligeterdők, illetve az éger- és fűzligetek voltak jellemzőek. Mára e kistáj leggyakoribb növényzete a mocsárrétek és spontán fűzcsérjések és magassásosok (Kovács 1957, Király 2008, Penksza 2012, http1). Kovács kutatásai alapján a *Caricetum elatire* zombékos társulások csak szórványosan voltak jelen az Ipoly-völgyben; nagy konkurencia-ereje miatt a *Carex elata* fordult elő nagy számban, kiszorítva ezzel a többi fajt (Kovács 1957). Ezen szakasz egyik legjelentősebb része a lefűződött folyószakaszokból visszamaradt holtágrendszer. A nedves élőhelyekhez kötődő ritka növényfajok a teljesség igénye nélkül a következők: kálmos (*Acorus calamus*), békaliliom (*Hottonia palustris*), vízitök (*Nuphar lutea*). A nedves réteken leginkább előforduló fajok a következők: őszi vérfű (*Sanguisorba officinalis*), szibériai nőszirm (*Iris siberica*), hosszúlevelű veronika (*Pseudolysimachion longifolium*). A magassásos rétek ritkaságai között megtalálható a bánási sás (*Carex buekii*), hússzínű ujjaskosbor (*Dactylorhiza incarnata*), nyári tőzike (*Leucorum aestivum*) (Maglocky 1993, Király 2008). A homokos területek és az enyhén szikesedő rétek társulás mozaikjai is megjelennek ezen a kistájon, ahol a jellemző ritkaságok a következők: ezüstperje (*Corynephorus*

canescens), mely állomány száma a lecsapolások következtében csökkenhetett le (Penksza 2012), kékcseresznye (*Jasione montana*), magas gyöngyperje (*Melica altissima*), egérfarkfű (*Myosurus minimus*). A Középső-Ipoly-völgy vegetációja is kitett az idegenhonos növényfajokkal szemben, erre a területre leginkább a következő fajok jellemzőek: zöld juhar (*Acer negundo*), gyalogakác (*Amorpha fruticosa*), akác (*Robinia pseudoacacia*). A lágyszárú inváziós fajok közül a selyemkóró (*Asclepias syriaca*), kisvirágú ősziróza (*Aster lanceolatum*), japánkeserűfű-fajok (*Reynoutria spp.*), vadcsicsóka (*Helianthus tuberosus*), aranyvessző-fajok (*Solidago spp.*) (Király 2008).

Szűkebb értelemben a dejtári terület kialakulásában jelentős hatása volt az évről-évre bekövetkező áradásoknak, melyek táplálták a mocsárréteket, így biztosították az élővilág fennmaradását. Ebben az időszakban a táj arculatát a morotvákval tarkított tágas térség határozta meg, a dejtári területet a kiemelkedő, pusztai növényzettel borított homokdombok (az ősi-Ipoly hordalékkúpjai) és a part menti fűz-nyár ligetek is változatosabbá tették (Nagy 1994, 2005). A dejtári rét növényzetének különlegességét az adja tehát, hogy aránylag kis területen, mozaikszerűen helyezkednek el egymás mellett a vízi, réti és pusztai növénytársulások.

Nagy (2005) különböző élőhelytípusokra (A-F) osztotta a területet (1. ábra).



1. ábra: A dejtári rét növényzete (Nagy 2005)

2.3.3. Az Ipoly-völgy természeti értékeit veszélyeztető tényezők

Az Ipoly-völgy növénytakarójának mai képét a klíma, a földrajzi adottságok, a talaj és a tengerszint feletti magasság mellett az utóbbi két évtizedben bekövetkezett antropogén behatás is jelentősen meghatározza. Az elmúlt 40-50 évben a mezőgazdasági tevékenység intenzív fejlődése, az Ipoly medrének szabályozása, a terület lecsapolása, az öntözési rendszerek kiépítése a táj jelentős átalakulását eredményezte (Penksza 2012). Az intenzív gazdálkodás negatív hatására már Máthé kutatása is felhívja a figyelmet (Máthé 1956). A problémát tovább halmozták a folyó középső- és alsó szakaszán folytatott szabályozási munkák, melyek számos élőhely pusztulásához vezettek, hatásukra a talajvíz fokozatos apadása, talajerózió és az ökológiai stabilitás megváltozása következett be (Penksza 2012). A területen napjainkra egyre nagyobb veszélyt jelent az élőhelyen megjelenő inváziós fajok magas egyedszáma, melyek közül a leggyakrabban a következők fordulnak elő a területen: zöld juhar (*Acer negundo*), bálványfa (*Ailanthus altissima*), fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) (Király 2008, http1, Schmozer 2008, Botta-Dukát és Mihály 2004, 2006).

2.3.4. Ipoly-völgy fenntartható használata gyepgazdálkodással

Az Ipoly-völgyben a területhasználatok közül a kaszálás a legeltetéssel egyaránt újra jelentősebbé vált (Füri 2000). A legeltetési hasznosítás az ökológiai háttérrel is biztosítja a gyepnek, megmarad az adott talajtípusra jellemző biotóp, a gyep faji összetétele értékesebbé válik (Mihók 1993, 1995, 2005). A természetvédelemben a legeltetés egy olyan eszköz, amivel megőrizhető az életközösségek fajösszetétele (Margóczi 2003, Török et al. 2014, 2016). Az extenzív gazdálkodású gyepterületeken is lehet fajgazdag gyepet biztosítani az egész éves talajfedettséget fenntartva (Barcsák és Kertész 1986, 1990, Szemán 1994, Szemán et al. 2008), de itt is be kell tartani a technológiai fegyelmet (Tasi és Szemán 2006). A gyep művelési ágban is nyomon követhető a gazdálkodási rendszer fejlődése: tradicionális-hagyományos, konvencionális-szokásos intenzifikált, fajszám csökkentő hatású, fenntartható-extenzifikált, élőhelyfenntartó (Szemán, 2005). A természetvédelmi, nem gazdasági célú, vagy nem csak élőhelyfenntartási célú gyepfenntartás (Kelemen et al. 2014, Deák és Tóthmérész 2005, 2007, Penksza et al. 2007, 2008, 2010, 2013, 2015, 2016, Zimmermann et al. 2012; Szabó et al., 2010/2011, 2011; Szentés et al., 2009a, 2009b; Török et al. 2009a, 2009b), másodlagosan takarmány előállításra igényel rendelkezik, ami az utóbbi években egyre jobban elterjedt a természetes gyepterületek legeltetési hasznosítása mellett (Tälle et al., 2016). Ezzel együtt kidolgozásra kerültek különböző gyepjavítási eljárások, ilyen például a gödöllői gyepgazdálkodási módszer is (Barcsák et al. 1978; Kelemen, 1997; Nagy és Tasi, 2017). Az utóbbi időben felerősödtek azok a kutatások, amelyek középpontjában a természetvédelmi szempont érvényesülése, a füves élőhelyek biodiverzitásának helyreállítása és megőrzése áll (Deák et al. 2008, 2015b, Valkó et al. 2011, 2014, Hajnóczki et al. 2014a; Besnyői et al. 2012). Számos, korábban extenzíven kezelt legelőt felhagytak, elsősorban azokat, amelyek már nem nyereségesek (Deák és Kapocsi, 2010; Valkó et al. 2018; Hajnóczki et al. 2014b). Mindkét jelenség a fajösszetétel kedvezőtlen változásaihoz, illetve a biodiverzitás elvesztéséhez vezethet (Kelemen et al. 2013a, 2013b).

A gyepes területek legeltetésével kapcsolatban számos kutatás fellelhető, melyek rávilágítanak a legeltetési gazdálkodás természetvédelmi hasznára, rámutatnak, hogy megfelelő állatlétszám mellett ezek a területek fajdiverzitása pozitívan változik, továbbá kiemelik a gyep mozaikosságának fontosságát és azt is, hogy az erdővegetációval körülvett gyepfoltokat általában nagyobb fajdiverzitás jellemzi (Biondini et al. 1998, Adler 2000, Luoto et al. 2003, Mitchley 2005). Mindazonáltal, ha a legeltetett terület állatállomány-sűrűsége meghaladja a gyep regenerálódásához szükséges mértéket, az hosszútávon a biodiverzitás csökkenéséhez vezet a lágyszárúak esetében (Courtois et al. 2004, Evans, 2005, Thornes, 2007, Schoenbach et al. 2011). Pihenő, illetve itató környékén nyílt földfelszín, vagy leromlott vegetáció alakul ki (Evans, 1977, Mackay és Tallis, 1996, Komarek 2007a, b; Saláta, 2017, Saláta et al. 2011, 2012, 2013, Catorci et al. 2017).

A vizsgált területeket Dejtár határában is legeltetéssel kezelik, ezért a disszertáció egy részét képezi ezen élőhelyek ökológiai szintű vizsgálata is. Több tanulmány alapján elmondható, hogy a legeltetett gyep társulásai diverzebbek, a fajszám meghaladja a kaszált gyepét (Tóth et al. 2003, Póti et al. 2007, Török et al. 2012, 2014, Tälle et al. 2016). A legeltetés több szempontból is kifejti hatását a növényzetre, melynek alakulása függ a legeltetés módszerétől, a legeltetett állatfajtától, fajtától, az állatsűrűségtől, az éghajlattól, az időjárástól, a domborzattól, a talajtól, a gyep típusától, illetve a legeltetés időpontjától és intenzitásától (Bajnok et al. 2009; Tasi et al. 2013;

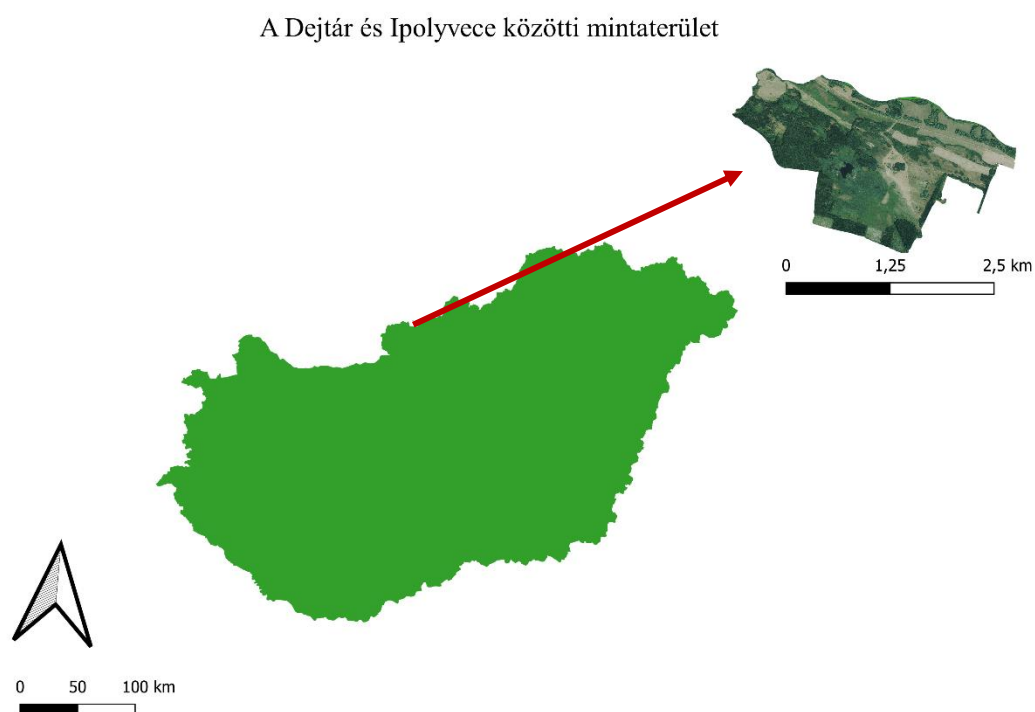
Török et al. 2013, Kovácsné Koncz et al. 2015, Kovácsné Koncz és Béri 2015, Halász és Nagy, 2011, Halász, 2016; Halasz et al. 2016; Halász, 2017).

Összességében elmondható, hogy természetközeli gyepeink faji sokszínűségének megtartása érdekében olyan hasznosítási módra kell törekedni, mely segíti az eredeti állapotuk (Török et al. 2014, Valkó et al. 2017). A szakszerű fenntartás gazdasági és természetvédelmi szempontból is előnyösebb, mint a leromlott gyepek rekonstrukciója (Török et al. 2012, Valkó et al. 2016).

3. Anyag és Módszer

3.1. Vizsgálati terület bemutatása

A vizsgálati terület Magyarország északi részén, az Ipoly folyó bal partján helyezkedik el Dejtár és Patak község között, összesen mintegy 3,35 km² szakaszon, melyet a 2. ábra szemléltet. A vizsgálati terület helyi jelentőségű értéként 1973-ban kerültek védelem alá (Hegyi et al. 2007), majd 1997-től az egész Ipoly-völgy a Duna-Ipoly Nemzeti Park részét képezi (Füri és Kelemen 1997). A terület ezen felül különleges természetmegőrzési (HUDI20026) és különleges madárvédelmi terület (HUDI10008) is egyben, továbbá a vonuló vízimadarak megőrzése és védelme érdekében a Ramsari Egyezmény hatálya alá tartozik, valamint Natura 2000-es terület.



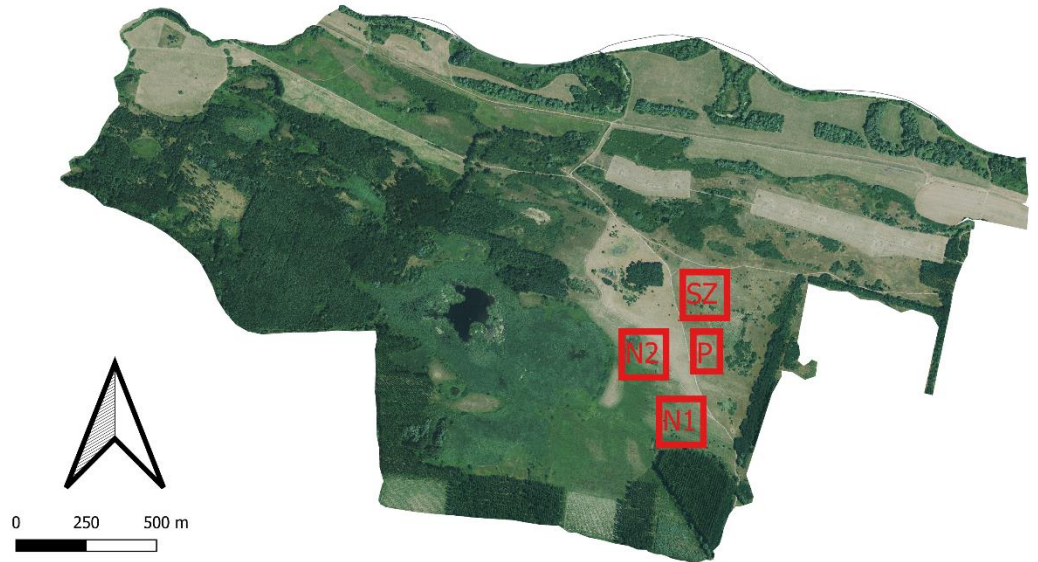
2. **ábra** A vizsgálati terület lehatárolása (FF/268/1/2019., dr. Nagy Levente, 2019.03.29., Készült az állami alapadatok felhasználásával, Marosi és Somogyi munkája alapján)

3.2. Mintaterületek bemutatása és a cönológiai adatgyűjtés módszertani háttére

Cönológiai adatgyűjtés céljából négy elkülönülő gyeptársulást (3. ábra) választottunk ki, mely a vizsgálati lehatárolás szempontjából értékesnek

mondható. E gyepterületeken nemzeti park felügyelete alatt gyepgazdálkodás folyik, az alábbiakban részletezem a területek pontos bemutatását.

Dejtár határában található mintaterület vizsgált gyepei



3. ábra A Dejtári mintaterület cönológiai felvételeinek területi lehatárolása (FF/268/1/2019., dr. Nagy Levente, 2019.03.29., Készült az állami alapadatok felhasználásával)

1. Cönológiai mintaterület: sztyeprét (*Agrostis tenuis* hegyi rét)

Az első területen mészkérülő homoki gyep jellemző, ezüstperjével (*Corynephorus canescens*) (4. ábra). A területet 2010 előtt kizárólag kaszálóként, majd 2010-től legelőként és kaszálóként egyaránt hasznosítják. A dolgozatban sztyeprét (*Agrostis tenuis* hegyi rét) néven szerepel. A cönológiai adatok feldolgozásánál ezt a területet a könnyebb értelmezés miatt N1-ként jelöltem.



4. ábra Mészkerülő homoki gyep *Corynephorus canescens*-vel

2. Cönológiai mintaterület: *Agropyron* domináns nyílt gyep

A volt kaszáló nagy része üdébb terület, ahol a közönséges tarackbúza (*Elymus repens*, *Agropyron repens*) a domináns gyepalkotó, de az intenzív legeltetés eredményeként a csillagpázsit is (*Cynodon dactylon*) gyakori. A volt kaszáló területén húsmarhával legeltetnek (5., 6. ábra). Ezen a területen a nemzeti parkőr elmondása alapján 2-3 évente cserjeirtás is történik, főként az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) gyérítése, melyet az állatok már nem legelnek. A dolgozatban ezt a területet *Agropyron* domináns nyílt gyepnek neveztem el. A cönológiai adatok feldolgozásánál ezt a területet a könnyebb értelmezés miatt N2-ként jelöltem.



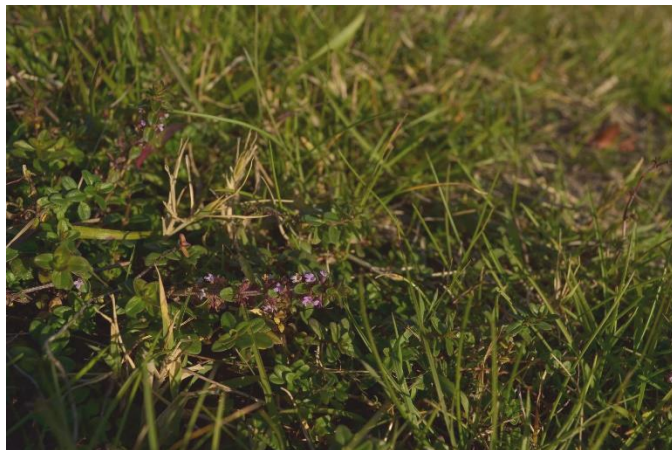
5.ábra A volt kaszálóból kialakított legelő



6. ábra A mintaterületeken Charolais szarvasmarhával legeltetnek

3. Cönológiai mintaterület: Nyílt homoki gyep

A terület magasabb térszínén kb. 20 éve marhával legeltetnek. A terület kevésbé igénybevett területén sztyeprét található (7. ábra). A dolgozatban a nyílt homoki gyep néven szerepel. A cönológiai adatok feldolgozásánál ezt a területet a könnyebb értelmezés miatt SZ-ként jelöltem.



7. ábra A marhával legeltetett sztyeprét *Thymus glabrescens*-szel

4. Cönológiai mintaterület

Az előző területhez hasonló, ugyancsak 20 éve legeltetett erősen igénybevett részét is elkülönítettük, melyet az állatok pihenőhelyeként használnak (8. ábra). A cönológiai adatok feldolgozásánál ezt a területet a könnyebb értelmezés miatt P-ként jelöltem.



8.ábra A marhákkal legeltetett területen a pihenőhely

A cönológiai adatgyűjtés módszere:

A cönológiai felvételezés 2×2 méteres kvadrátokat alkalmazva, Braun-Blanquet (1964) módszere alapján a százalékos borítási értékeket feljegyezve történt. A fajnevek Király (2009) nómenklatúrája szerint kerültek feljegyzésre, a természetvédelmi érték kategóriákat Simon (2000), a szociális magatartási típusokat Borhidi (1995) rendszere szolgáltatta. Az adatok értékelése során a szociális magatartási típusokat és a relatív ökológiai mutatókat (WB, NB) Borhidi (1993) munkája szerint, a természetvédelmi érték kategóriákat Simon (1988) alapján vettem figyelembe. Az életformák vizsgálatokor Soó (1973-1980) művéből, a flóraelem csoportok vizsgálatokor a Flóra adatbázisból dolgoztam (Horváth et al. 1995). A fajnevek Király (2009) nómenklatúráját követik. Az adatokat Raunkiaer (1934) életforma-rendszere szerint is értékeltem. A cönológiai felvételek adattábláját a Melléklet fejezet 2-6. ábrája mutatja be.

Statisztikai vizsgálatainkhoz R programozási nyelvet használtunk. Ez egy szabadon hozzáférhető szoftverkörnyezet statisztikai számításokhoz és ábrázoláshoz. Az első változatát készítették (Ihaka és Gentleman 1996). Az adatokat Ling (1973) ötlete

alapján szemléltettem, mely alapján a klaszter fákat (dendrogramokat) a sorok és oszlopok mátrixához csatlakoztassák. Vizsgálataiban a szürke különböző árnyalataiban, egy karakter szélességű per pixel színárnyalatú változásokat alkalmazott. Leland Wilkinson fejlesztette ki az első számítógépes programot (SYSTAT), amely nagy felbontású színes klaszter hő térképeket generált (Wilkinson 2009). A teljes adatstruktúra feltárásához különböző ordinációs eljárások bevonására volt szükség. Ezek segítenek abban, hogy az eredeti (sokváltozós) adatstruktúrát értelmezni lehessen az eredeti változókból képzett változók használatával, melyek az eredeti adatstruktúra varianciájának minél nagyobb hányadát fedik le. Az indirekt ordinációs módszerek közül leggyakrabban a főkomponens elemzést (PCA) és detrendáltkorrespondencia elemzést (DCA) lehet alkalmazni. Az előbbi egy feltételezett háttér-gradiens mentén a változók (fajok) lineáris összefüggését próbálja leírni, míg a másik unimodális (vagyis maximummal rendelkező) válaszgörbét feltételez. DCA-val lehetséges az objektumok és a fajok azonos koordináarendszerben történő ábrázolása interaktív eljárás segítségével, ezért esett a választás e módszerre az adatok elemzésekor. Az ordinációs teret az ordinációs tengelyek száma határozza meg, amelyek DCA esetében szórás egységekre skálázottak. Az első változatát Ross Ihaka és Robert Gentleman (1996) készítették. Az adatok feldolgozásához és kiértékelésének szemléltetéséhez a Microsoft Excel programot használtam.

3.3. Az értékelés során alkalmazott mutatók és kategóriák

3.3.1. Szociális magatartási típusok (SBT), természetességi érték és ritkasági kategóriák

A fajok szociális magatartási típusai (SBT, vagy SZMT) és természetességi értékei Borhidi (1993) szerint:

Természetes termőhelyek szociális magatartási típusai:

Specialisták, jelük: S, értékük: +6

Szűk ökológiájú stressz-tűrő, többnyire kis versenyképességű fajok, amelyek valamely termőhelyi feltétel vagy termőhelytípus érzékeny indikátoraiként, vagy valamely társulás illetve, társuláscsoport karakterfajaként jelentős ökológiai-cönológiai információ hordozói. A termőhely minőségében, zavartalanságában, természetességében bekövetkezett változásokat ezek a fajok jelzik a legérzékenyebben. Szerepük a társulás stabilitásában nem jelentős, de hiányuk vagy eltűnésük a zavarás egyértelmű jele. Újból való megjelenésük a társulás teljes rehabilitációját bizonyítja.

Kompetitor fajok, jelük: C, értékük +5

A természetes társulások vagy azok valamely szintjének domináns vagy uralkodó fajai. Többnyire K-stratégista, évelő vagy fás életformájú, nagy produkciójú fajok, amelyek a szukcesszió egy bizonyos szakaszában az adott termőhelyen a legnagyobb versenyképesség kifejtésére alkalmasak. Hosszabb távon képesek lehetnek stabilizálni a társulás összetételét, működését, a zavaró behatások ellen viszonylag ellenállóak és a társulások szerkezetét az idegen behatásokkal szemben a legtovább megőrzik.

Generalisták, vagy kísérő fajok, jelük: G, értékük: +4

Természetes növénytársulások széles ökológiai tűrőképességű fajai, amelyek sokféle termőhelyen és társulásban megélnek, de az antropogén zavarást rosszul tűrik. Többnyire évelő növények, melyek fontos szerepet töltenek be a társulás anyag- és energiaforgalmában, valamint belső egyensúlyának fenntartásában.

Természetes pionír növények, jelük: NP, értékük: +3

A különböző természetes zavaró tényezők (pl. szél, elárasztás, erózió) által kialakított élőhelyek fajai. Jellemzőjük, hogy túlnyomórészt R-stratégisták. A termőhelyi feltételek szélsőségeit jól tűrik, tápanyagigényük és versenyképességük kicsi. Stabilitás-megőrző képességük csekély, viszont fontos szerepük van a társulások rehabilitációs és regenerációs folyamataiban. Többnyire egyévesek, de idetartoznak a vizek lebegő és alámerült hínárjai is.

Bolygatott, másodlagos és mesterséges termőhelyek növényeinek magatartási típusai:

Zavarástűrő természetes növényfajok, jelük: DT, értékük: +2

Ide tartoznak a tartós növénytársulások egyszeri destrukciója után meginduló másodlagos szukcesszió pionír elemei, valamint a mesterséges létesítmények (pl. töltések) benépesítésében szerepet játszó évelő növények.

Természetes gyomfajok, jelük: W, értékük: +1

Tartós antropogén hatás alatt álló mesterséges termőhelyek növényei. Többnyire R-stratégista egyévesek vagy efemerek, melyek egy vegetációs periódus alatt képesek 3-4 generációt is létrehozni. Utak, útszélek, trágyázott romtalajok, különböző mezőgazdasági kultúrák, szennyezett termőhelyek természetes fajai, melyek régóta a flóra természetes tagjai.

Meghonosodott idegen fajok, jelük: I, értékük: -1

Táj- és flóraidegen növények, amelyeket valamilyen gazdasági cél érdekében hoztak be és honosítottak meg. Ide tartoznak a mezőgazdasági haszonnövények, a tájidegen haszonnövények és a dísznövények. E fajok általában nem viselkednek kultúrszökevényként, hanem azon a területen maradnak, ahová gazdasági célból ültették őket. Jelenlétük a természetes növénytakaróban azt jelzi, hogy az adott terület tartósan gazdasági célokra van/volt hasznosítva. A növények gazdasági hasznossága kétségtelen, de a termőhely természetessége szempontjából negatív értéket képviselnek.

Behurcolt vagy adventív fajok, jelük: A, értékük: -1

Táj- és flóraidegen növények, melyek nem szándékosan, hanem emberi tevékenység (szállítás, kereskedelem) következtében véletlenül, elterjedő vagy betelepülő gyomok formájában jelentkeznek és honosodnak meg. Ezek a fajok eredeti hazájukban nem gyomok, hanem természetes társulások fajai. Megjelenésük gyakran csak átmeneti. A tartósan megtelepedők közül csak azokat soroljuk ide, amelyek másodlagos termőhelyek növényzetében jelennek meg.

Ruderális kompetitorok, jelük: RC, értékük: -2

A természetes flóra domináns gyomjai, amelyek hatékony propagációs stratégiájuk és/vagy konkurencia-szegény környezetük miatt uralkodóvá és társulásalkotóvá válnak, a termőhely átalakítására és a szukcesszió irányának megváltoztatására képesek. Többnyire nagy mennyiségű propagulumot hoznak létre, melyek csírázókéességüket kedvezőtlen körülmények között is sokáig megőrzik.

Agresszív tájidegen inváziós fajok, jelük: AC, értékük: -3

Táj- és flóraidegenek, amelyek szándékos betelepítés vagy véletlen behurcolás révén kerültek a flórába. Agresszivitásuk és a versenytársak hiánya miatt képesek arra, hogy a természetes és féltermészetes társulásokba behatoljanak, és uralkodóvá váljanak. Gyakran a termőhely átalakítására, elfoglalására képesek, miközben a konkurencia kizárásával akadályozzák a természetes szukcessziót. Jelentős részük vegetatív földalatti hajtásokkal rendelkezik, vagy nagy mennyiségű generatív propagulummal terjeszkedik.

Ritkasági kategóriák:

Értékük hozzáadódik az adott faj szociális magatartási típusának alapértékszámaihoz.

Ritka faj, jele: r, értéke: +2

A hazai flórában 5-20 populációval fordul elő.

Unikális faj, jele: u, értéke: +4

A hazai flórában 1-5 populációval rendelkezik, máshol egyáltalán nem fordul elő.

3.3.2. A relatív talajvíz- illetve talajnedvesség indikátor számai (WB)

A relatív talajvíz- illetve talajnedvesség indikátor számai Ellenberg (1974) 12-fokú skálája szerint készült (Borhidi 1993). Ez a skála teljesen hasonló a Zólyomi-féle (1967) W-értékhez, de a vízi növényeket jobban differenciálja az alábbi módon:

- 1: Erősen szárazságtűrő növények gyakorta teljesen kiszáradó, vagy huzamosan szélsőségesen száraz (sziklai, félsivatagi jellegű) termőhelyeken
- 2: Szárazságjelző növények hosszú száraz periódusú termőhelyeken
- 3: Szárazságtűrő növények, alkalmilag üde termőhelyeken is előfordulnak.
- 4: Félzáraz termőhelyek növényei
- 5: Félüde termőhelyek növényei
- 6: Üde termőhelyek növényei
- 7: Nedvességjelző növények, súlypontosan a jól átszellőzött, nem vizenyős talajok növényei
- 8: Nedvességjelző, de rövid elárasztást is eltűrő növények
- 9: Talajvízjelző növények, súlypontosan átítatott (levegőszegény) talajokon
- 10: Változó vízállású, rövidebb ideig kiszáradó termőhelyek vízi növényei
- 11: Vízben úszó, gyökerező vagy lebegő vízi szervezetek

12: Alámerülő vízi növények

3.3.3. A nitrogén igény relatív értékszámai (NB)

A nitrogén-igény relatív értékszámainak 9 fokú skáláját Borhidi (1993) szerint az alábbi módon kategorizálja:

- 1: Steril, szélsőségesen tápanyagszegény helyek (pl. tőzegmohalápok) növényei
- 2: Erősen tápanyagszegény termőhelyek növényei
- 3: Mérsékelt oligotróf termőhelyek növényei
- 4: Szubmezotróf termőhelyek növényei
- 5: Mezotróf termőhelyek növényei
- 6: Mérsékelt tápanyag-gazdag termőhelyek növényei
- 7: Tápanyagban gazdag termőhelyek növényei
- 8: Trágyázott talajok N-jelző növényei
- 9: Túltrágyázott hipertróf termőhelyek (pásztortanyák), romtalajok növényei

3.3.4. Természetvédelmi értékkategóriák (TVK)

A fajok természetvédelmi értékkategóriái (TVK) Simon (1988) szerint a következők:

Természetes állapotokra utaló fajok:

U: unikális fajok

Reliktumok, különleges ritkaságok, védettek, vagy fokozottan védettek. Néhány kivételtől eltekintve kevesebb, mint 10 helyen fordulnak elő hazánkban.

KV: fokozottan védett fajok

V: védett fajok

E: társulásalkotó fajok

Olyan természetes fajok, melyek uralkodó szerepet játszanak a természetes növénytársulások, formációk felépítésében.

K: kísérő fajok

Az eredeti flóra egyszerű tagjai, természetes fajai. Ide tartozik továbbá számos ritka színező elem is, melyek jelentős része védett.

TP: természetes pionír fajok

Az elsőként megtelepülő fajok csoportja.

Degradációra utaló fajok:

TZ: természetes zavarástűrő fajok

Elviselik a kismértékű zavarást, sőt, hatására föl is szaporodhatnak.

A: adventív fajok

Behurcolt, idegen eredetű fajok. Egyik csoportjuk a természetes, degradálatlan társulásokban csak ritkán jelenik meg. Igen veszélyes azonban az adventív fajok azon csoportja, amely erőszakosan, a természetes társulásokat kiszorítva terjed.

G: gazdasági növények

Különböző célból termesztett fajok. Közülük néhány olyan mértékben vadult ki, hogy agresszív gyommá vált.

GY: gyomfajok

Az erőteljes emberi tevékenység nyomán, azaz másodlagos, rontott termőhelyeken jelennek meg. Egy részük a hazai vegetációban őshonos, és innen terjedt el; más részük viszont adventív, azaz behurcolt, idegen eredetű.

3.3.5. Raunkiaer-féle életformák

Az életformák létrejöttében a környezeti alkalmazkodásnak elsőrendű szerepe van. A ma is leginkább elfogadott csoportosítási mód a Raunkiaer-féle életforma osztályozási rendszer, amely az áttelelő szervek (rügyek) helyzetére alapozott (Hortobágyi–Simon, 1991).

Életformák alapján megkülönböztethető növénycsoportok Soó (1973-1980) szerint:

Phanerophyta csoport:

- **MM:** mega-mesophanerophyta
- **M:** mikrophanerophyta
- **N:** nanophanerophyta Fás szárú növények, áttelelő szerveik, rügyeik magasan a talaj felett vannak (fák, cserjék, félcserjék).
- **Ch:** chamephyta
Áttelelő szerveik kevéssel a talaj felett vannak, a szár lehet fásodott, kúszó vagy párnás (törpecserjék).
- **H:** hemikryptophyta
Áttelelő szerveik a talajfelszínén, vagy közvetlenül alatta vannak. (tőrózsás, tősarjas, vagy földbeli hajtásokkal rendelkező évelő lágyszárúak).

Kryptophyta csoport:

- **G:** geophyta
- **HH:** hydato-helophyta: Áttelelő szerveik a talajban (gumós, hagymás, gyöktörzsés növények), vagy vízben, vízfénéken vannak.
- **TH:** hemitherophyta: Kétévesek, áttelelnék (mint H), de a második év végén elpusztulnak, csak a magjuk marad meg.

- **Th:** therophyta: Egyévesek, áttelelő szervük a mag.
- **E:** epyphyta: Fákon élő növények.

3.4. Élőhelytérképezés módszertani háttere

Az élőhelytérképezés során standardizált terepi felméréssel a területről (Á-NÉR) osztályozási- rendszer alapján készül felvétel (Takács és Molnár 2009). A dolgozathoz elsőként az előkészítést végeztem el, mely kiemelkedően fontos része az alaptérképek beszerzése, ortofotók, Google Earth felvételek és a Sentinel műholdfelvételeinek szisztematikus átvizsgálása és összevetése a korábbi adatokkal. A pontos terepi lehatárolást GPS segítségével végeztem.

3.4.1. Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR)

Az Á-NÉR a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Programhoz kapcsolódóan került kidolgozásra (Fekete et al. 1997). A magyarországi élőhelytérképezésekhez leggyakrabban használt, folyamatos fejlesztés alatt álló komplex rendszer. A növénycönológiai osztályozásokhoz viszonyítva lényegesen egyszerűbb, kevesebb és tágabb kategóriát tartalmaz. A növénytársulásokat nagyobb, könnyen értelmezhető élőhelytípusokba sorolja; kisebb fajismerettel is megbízhatóan használható, ugyanakkor mind fitoszociológiai, mind természetvédelmi gyakorlati felhasználásra is alkalmas (Bölöni et al. 2008b). Élőhelykategóriáinak száma 110 feletti. Kategóriái lefedik a Magyarországon előforduló összes élőhelytípust, beleértve a féltermészetes, a degradált és a mesterséges élőhelyeket is; alkalmazásával az átmenetek és a másodlagos élőhelyek is jól kezelhetők. Rendszerében a természetes, természetközeli, degradált élőhelyekre vonatkozó főkategóriák részletesebbek, a mesterséges felületek (agrár élőhelyek, települések, ipari területek stb.) osztályozása nagyvonalúbb (vö. CORINE Land Cover, Heymann et al. 1994). Az élőhelyek osztályozása nem hierarchikus, a kategóriák egymással egyenrangúak és többféleképpen csoportosíthatók. Alapvetően közepes léptékű élőhelytérképek (1:10000-1:25000) készíthetők alkalmazásával, de akár 1:50000-es méretarányig is használható (Fekete et al. 1997, Nagy 2004, Bölöni et al. 2008b). A növénycönológiai rendszerek élőhelytérképezési célú felhasználása során feltárt hiányosságokra (Bagi 1991a, 1997, 1998, Bartha 2000) az ÁNÉR alkalmazása megfelelő megoldást jelent. Az ÁNÉR alapú térképezéshez kiadott kézikönyvben megtalálható a térképezés módszertana, az élőhelytípusok rendkívül részletes, egyértelmű, több szempontot (termőhely, fiziognómia, fajkészlet stb.) figyelembe vevő leírása, mely az élőhelyek terepi felismerését és pontos dokumentálását lényegesen megkönnyíti (Bölöni et al. 2008b). Az osztályozási rendszert létrejötté óta többször módosították. Az első teljes körű frissítés a 2000-ben kiadott mÁ-NÉR (Molnár és Horváth 2000) volt. Később, a MÉTA-hoz – a természetes és féltermészetes élőhelytípusokra kiterjedően – ismételtén megújították (Á-NÉR2003, mmÁ-NÉR), lényeges változtatásokat bevezetve (pl. természetességi alapú élőhelyminőség-jellemzés, regenerációs potenciál, új, összevont kategóriák) (Bölöni et al. 2003). Mivel az Á-NÉR2003 listában a másodlagos- és a kultúr élőhelyek nem szerepeltek, szükségessé vált a hiányzó kategóriákat is tartalmazó Á-NÉR1997-tel való összekapcsolás, mely az Á-NÉR2007 bevezetésével valósult meg (Bölöni et al. 2007). Az átdolgozott rendszerbe az időközben összegyűlt

tapasztalatokat is beépítették. Az Á-NÉR legújabb verziója az Á-NÉR2011, mely az Á-NÉR2007-hez képest kisebb finomításokat, pontosításokat tartalmaz (Bölöni et al. 2011). Az osztályozási rendszer megnevezése a továbbiakban ÁNÉR-ként szerepel.

ÁNÉR kategóriák	Élőhely neve magyarul	Élőhely neve angolul
B1a	Nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások	Eu- and mesotrophic reed and Typha beds
B5	Nem zsombékoló magassásrétek	Non-tussock tall-sedge beds
D34	Mocsárrétek	Mesotrophic wet meadows
H5b	Homoki sztyeprétek	Closed sand steppes
P2b	Galagonyás-kökényes-borókás száraz cserjések	Dry and semi-dry pioneer scrub
P2a	Üde és nedves cserjések	Wet and mesic pioneer scrub
J3	Folyómenti bokorfüzes	Riverine willow scrub
J4	Fűz-nyár ártéri erdők	Riverine willow-poplar woodlands
OB	Jellegtelen üde gyepek	Uncharacteristic mesic grasslands
OC	Jellegtelen száraz-félszáraz gyepek	Uncharacteristic dry and semi-dry grasslands
RB	Őshonos fafajú puhafás jellegtelen vagy pionír erdők	Uncharacteristic or pioneer softwood forests
S2	Nemesnyárasok (csak definíció)	Populus × euramericana plantations
S4	Ültetett erdei- és feketefenyvesek (csak definíció)	Scots and black pine plantations
T1	Egyéves, intenzív szántóföldi kultúrák (csak definíció)	Annual intensive arable fields
U8	Folyóvizek (csak definíció)	Water streams
U7	Homok-, agyag-, tőzeg- és kavicsbányák, digó- és kubikgödrök, mesterséges löszfalak (csak definíció)	Sand, gravel, clay and peat mines, loess walls
U9	Állóvizek (csak definíció)	Standing waters
U11	Út- és vasúthálózat (csak definíció)	Roads and railroads

9.ábra. A vizsgálati területre releváns élőhelyek ÁNÉR kódjának leírása

3.4.2. General Habitat Categories (GHC) (Általános Élőhely-osztályozási Rendszer)

A GHC osztályozás (Bunce et al. 2005, Bunce et al. 2008) alapvetően a biodiverzitás monitorozására jött létre. Élőhelykategória rendszere többször tesztelt (Bunce et al. 2005, Metzger et al. 2005), Törökország kivételével az egész Pán-európai régiót lefedi. Célja, hogy egységesen használhatóvá váljon e régióban, így a különböző nemzeti és európai osztályozási rendszerek összehangolhatók, összekapcsolhatók, és ezáltal lehetőség nyílik a különböző tájak biodiverzitásának leírására, értékelésére, valamint a különböző élőhelytérképek minőségi és mennyiségi szempontú összehasonlítására. Kialakítása az Európai Unió BioHab (Project for Biodiversity and Habitat Monitoring 2002-2005) projektjéhez kapcsolódik (Bunce et al. 2005). Besorolási alapegysége az élőhely, azonban az osztályozásoktól eltérően a növényzettel borított élőhelyek esetében a fajok életforma típusait, növényzettel nem rendelkező térszíneken a fizikai jellemzőket és a területhasználatot veszi alapul. Az újszerű élőhelybesorolás jelentősége, hogy a társulásokon, társuláskomplexeken alapuló osztályozások nehézségein túllépve (pl. élőhelykomplexek, átmenetek, szubjektivitás, növényzet nélküli térszín és zavart élőhelyek alulreprezentáltsága) a növényzet sokkal objektívebb jellemzője, a Raunkiaer-féle életforma típusok (Raunkiaer 1934) alapján kategorizálja az élőhelyeket. Az osztályozás egyszerűbb, többcélú, és terepi alkalmazása kevésbé időigényes, mint a fitoszociológiai megközelítésű rendszerek esetében. Nem biogeográfiai és nem helyi meghatározottságú, a határozókulcsok statisztikai szabályokon alapulnak, a GHC élőhelytípusok és a minőségi jellemzők definiálása egyértelmű előírások alapján történik (Bunce et al. 2005, Bloch-Petersen

et al. 2006, Bunce et al. 2008). A rendszer öt főkategóriába sorolja a területeket: 1. Települési, épített; 2. Mezőgazdasági; 3. Gyér növényzettel borított; 4. Lágyszárúakkal fedett vízi, vagy szárazföldi, 5. Fásszárúakkal (fák és cserjék) borított területek. A főkategóriák meghatározását követően a besorolás további alapját az adott élőhelyen belül a domináns fajok életforma típusai adják. Kivételesnek számít a térképezés módszerét tekintve, hogy a GHC az élőhelyeket térbeli megjelenésük – területi, vonalas és pont elemek – szerint is kategóriába sorolja. A térképezés során az élőhelyek lehatárolásán, besorolásán túl az élőhelyfoltok környezeti és gazdálkodási jellemzői, valamint talajtani és vízháztartási viszonyai is rögzítésre kerülnek (Bunce et al. 2005, Bloch-Petersen et al. 2006, Bunce et al. 2008). A növényi életformák, életforma-összetételek és a környezeti jellemzők közötti szoros összefüggésből adódóan a GHC élőhelytérképek elemzésével az adott területen jellemző környezeti faktorokra következtetni lehet, mindezen túl az életformák az antropogén bolygatást és a gazdálkodás hatását is jól jelzik (Pandey és Verman 1990, Prasad 1995, McIntyre et al. 1995, Vind és Andreasen 1997), ugyanakkor fontos alapot jelentenek biodiverzitás-vizsgálatok elvégzéséhez (Kovács-Hostyánszki et al. 2013). Az életformák szerinti élőhely-felvételezés módszere mind helyi, mind regionális és globális léptékben is jól alkalmazható a növényi összetételben végbement olyan kisebb változások regisztrálására és értékelésére, mely változásokat a fajösszetételre koncentrálnó egyéb módszerekkel – a háttérhatások sokasága miatt – nehéz monitorozni. A pozitív tulajdonságok mellett az is ki kell emelni, hogy a faji szintű változások (fajok eltűnése, fajok hiánya, kisebb fajösszetétel változások) kimutatására a GHC nem alkalmas (Bloch-Petersen et al. 2006).

Ebone terepi protokoll

Területi elem: a terület > 400m² és szélesebb mint, 5m

Vonalas elem: a terület < 400m² és 1<széles < 5m és hosszabb mint, 30m

Pont elem: ha kisebb az előbbieknél és ökológiailag jelentős

Élőhely tipológia

Első szint: 5 fő kategóriát foglalja magába

Második szint: élőhely kategória L1+ az életformák és a nem életformák szerkezeti jellemzői

Harmadik szint: minden élőhely L2 kategória és levéltípus (fotoszintetikus komponens)

Kategóriák:

Urbanizált terület (URB):

- Urban Artificial (ART): Ez a kategória tartalmazza az összes mesterséges elemet, mint épület, beton, aszfalt és egyéb más mesterségesen lefedett területek.
- Urban Non-vegetated (NON): Vegetáció nélküli terület, mely magába foglalja a városi területeket, többnyire városi tevékenység eredménye, mint pl. nem aszfalozott autóparkoló.
- Urban Vegetables (VEG): Városi területek növényekkel borított része.
- Urban Woody (TRE): A 30% meghaladó fa/cserje borítás. Házak melletti területek illetve kombinációk.

- Urban Herbaceous (GRA): A városi meghatározáson belül 30%-al kevesebb fával borított terület esik ebbe a kategóriába.

Antropogén terület- Cultivated (CUL):

- Cultivated bare ground (SPA): Olyan terület, melyet 30%-nál kevesebb a növényi borítás, de láthatóan szántott, tartalmaz vetőmagot.
- Cultivated herbaceous crop (CRO): Ez a kategória magába foglalja az egyéves és évelő kultúrákat.
- Cultivated woody crops (WOC): Ültetett erdő vagy gyümölcsös, hektáronként 20 fát kell tartalmaznia, különben az elszórt fa kategóriát kell használni.

Lágyszárúak- Herbaceous (HER):

- Emergent hydrophytes (EHY): A növény a vízben fejlődik, de a hajtás a vízből kiágazik.
- Helophytes (HEL): Nedves körülmények között élő társulások.
- Leafy hemicryptophytes (LHE): Széles levelű, lágyszárú fajok.
- Caespitose hemicryptophytes (CHE): Évelő egyszikű fűfélék.
- Therophytes (THE): Egyévesek növények, melyek kedvezőtlen évben dormans állapotban maradnak.
- Geophytes (GEO): Felszín alatti rügyekkel rendelkező növények
- Cryptogams (CRY): Mohák és zuzmók.

Fák és cserjék- Trees and Scrubs (TRS)

- Dwarf chamaephytes (DCH): Törpe cserje 0,05 m alatt.
- Shrubby chamaephytes (SCH): 0,05-0,3 m magas cserjésedő növények. pl. *Thymus vulgaris*, *Lavandula stoechas*.
- Low phanerophytes (LPH): 0,3-0,6 m alacsony cserje, pl *Myrica gale*, *Betula nana*.
- Mid phanerophytes (MPH): 0,6-2 m cserje, pl *Pistacia lentiscus*, *Cornus mas*.
- Tall phanerophytes (TPH): Magas cserjés 2-5 m között, pl *Salix cinerea*, *Corylus avellana*.
- Forest phanerophytes (FPH): 5 m feletti magasságú fák, pl. *Quercus robur*, *Fagus sylvatica*.

3.5. Sentinel-2A műhold felvételek

A munka során cél volt az élőhelyeket összevetése műholdfelvételekkel. A Sentinel-2A műhold háromnaponta frissíti az adatokat. A kiválasztásnál több szempontot kellett figyelembe venni, egyrészt a felhőborítás minden esetben 0.1 % alatti értéket mutasson és a mintaterületet ne fedje felhő, mert az adott pixelek értékei nem válnak értékelhetővé. Ezen kívül a preferált időpont a vegetációs periódus tavaszi aspektusa volt. A következő időpontok kerültek kiválasztásra:

- **2017. május 28.**
- **2018. május 3.**
- **2019. április 30., augusztus 19.**
- **2020. május 22.**
- **2021. június 16.**

A műholdadatokat értékeléséhez különböző vegetációs indexek alkalmazása történt, mellyel kvantilis adatok származtathatóak az optikai sávok segítségével. Az algoritmusok számolásához ugyancsak a QGIS programot használtam. Az ÁNÉR és GHC élőhelyek térképi megjelenítését valamint a satellit adatokból generált NDVI, GNDVI, MNDWI és NDWI indexek elkészítése hasonlóan a QGIS 3.20.3. szoftver segítségével történt. Az élőhely kategóriák és indexek időbeli változását a Past 4.03. statisztikai szoftver segítségével értékeltem (Hammer 2001). Az értékeléshez minden kategóriából 20 random pontot választottam ki, majd mátrix plotot használtam, mely a felhasznált adatmátrix kétdimenziós diagramja, melyet egy kék-piros színskála szemléltet, korrelációt alkalmazva, a legnagyobb érték a kék, míg a legalacsonyabb érték piros színskálát mutat. Kontúrozást tartalmaz. Áttekintő képet ad egy nagy adatmátrixról.

A hiányzó értékek üresként jelennek meg (lehetővé teszik a lyukakat és a nem négyzetes határvonalak bemutatását).

Normalizált vegetációs index (NDVI):

Dimenzió nélküli mérőszám, mely egy adott terület vegetációs aktivitását fejezi ki. Értékét a növényzet által a közeli infravörös (NIR) és látható vörös (RED) sugárzási tartományban visszavert intenzitások különbségének és összegének hányadosa adja. Egy adott területen minél magasabb értéke, annál nagyobb a területet borító növényzet biológiai aktivitása. A felhasznált sávok a közeli infravörös esetében a B8, míg a látható vörös esetében a B4 volt (Didan 2015). A számoláshoz a következő képletet használtam.

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

Zöld normalizált vegetációs index (GNDVI):

Hasonlít az NDVI indexhez azzal szemben, hogy a vörös spektrum helyett a zöld sugárzási tartományt méri 0,54 és 0,57 mikron között. Ez a növénytakaró fotoszintetikus aktivitásának mutatója, amit leggyakrabban a növényi levelek nedvességtartalmának és nitrogénkoncentrációjának meghatározására szolgál a multispektrális adatok alapján, amelyek nem rendelkeznek extrém vörös csatornával. Értékét a növényzet által a közeli infravörös (NIR) (B8) és zöld (GREEN) (B3) sugárzási tartományban visszavert intenzitások különbségének és összegének hányadosa adja (Didan 2015). Az NDVI indexhez képest érzékenyebb a klorofill koncentrációra. Leginkább a depressziós és előregedett növényzet felmérésére használják. A számoláshoz a következő képletet használtam.

$$GNDVI = \frac{NIR - Green}{NIR + Green}$$

Normalizált vízkülönbség index (NDWI):

Az aszály által sújtott területek növényzetének nyomon követéséhez használják az NDWI indexet. Ebben az indexben a SWIR reflektancia a növényzet víztartalmának és a szivacsos mezofill szerkezetének változásait mutatja a növényzet zöldfelületén. A NIR visszaverődését befolyásolja a levél belső szerkezete és a levél szárazanyagtartalma, de a víztartalom nem. A NIR (B8) és a SWIR (B11) használatának kombinációja nem veszi figyelembe a levél belső szerkezete és a levél szárazanyag-tartalma által okozott eltéréseket, javítva a növényzet víztartalmának visszanyerésének pontosságát (Gao, 1996). Az NDWI alkalmazási köre széles, használják a növények öntözésének és legelők mezőgazdasági monitorozásától egészen a tűzveszély és az élő tüzelőanyag nedvességtartalmának felmérésére szolgáló erdőmonitoringra, mely a globális éghajlatváltozás miatt különösen fontos (Farg 2017, Serrano 2019, Dennison 2005, Abdollahi 2018).

$$NDWI = \frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR}$$

Módosított normalizált vízkülönbség index (MNDWI):

A víztesteket vagy vízszint-változás felméréséhez (pl. áradás) a zöld és a NIR spektrumsávot vagy a zöld (B3) és a SWIR (B11) spektrumsávot használni. A szakirodalom a normalizált vízindex (MNDWI) módosítása a nyílt víz jobb észlelése érdekében a NIR spektrális sáv SWIR-re cseréjét javasolja (Mcfeeters 1996, Xu 2016).

$$MNDWI = \frac{Green - SWIR}{Green + SWIR}$$

4. Eredmények és megvitatásuk

4.1. A mintaterület gyepterületeinek cönoszisztematiakai leírása

A terület magasabban fekvő részein homokos gyep és cserjés, fás foltok találhatóak, melyek közül a gyepek cönológiai elemzése megtörténhet. A legmagasabban fekvő homokháton a homoki árvalányhaj (*Stipa borysthenica*) mint fációs képző volt jelen, az eredeti a magyar csenkesszel (*Festucion vaginatae*) alkotott tipikus homoki nyílt évelő gyep (*Festucetum vaginatae*) a területen teljesen hiányzik. Számítottunk a mészkőrűlő homokpuszta *Festuco dominii-Corynephorum* Borhidi (1958) 1996 kialakulására, de nem volt található a területen.

A homoki rész savanyú kémhatású, melyen első sorban ehhez köthető edefikus vegetáció típusok jelennek meg, ahol egyben a felvételek is történtek.

A 20 éve szarvasmarhákkal lehetett területen (SZ) két vegetáció típus volt jellemző. A természetközeli, a kevésbé legeltetett gyep, a homoki sztyeppré (*Salvio-nemorosae-Festucetosum rupicola* Zólyomi ex Soó 1964) társulásba sorolható be, amiben a *Thymus serpyllum* és a *Dianthus pontederæ* dominál a *Festuca rupicola*, *F. pseudovina* mellett. Ennek a szárazabb, nyíltabb területein pedig fációs képző lesz a karcsú fényperje (*Koelia cristata*). Az eredeti savanyú pannon homoki gyepekhez hasonlóan a *Pulsatilla pratensis* ssp. *nigricans* is megjelenik. Ez a vegetációtípus nagyon közel áll a *Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* Soóhoz (1938, 1940), amely ritka és védett társulás a Pannon-vidék keleti részén, mivel számos faja megjelenik itt is.

Az intenzíven legeltetett, egyben pihenőként (P) is szereplő *Salvio-nemorosae-Festucetosum rupicola* vegetáció típusnak egy degradáltabb vegetáció adja át a helyét. Ez területen a *Cynodonti-Poetum angustifolae* Rapaics ex Soó 1957, kevés fajjal és zavarástűrő vagy gyomnövényekkel (pl. *Artemisia vulgaris*, *Ambrosia atramisiifolia*) és a csillagpázsit (*Cynodon dactylon*) által domináns állományfoltjaival.

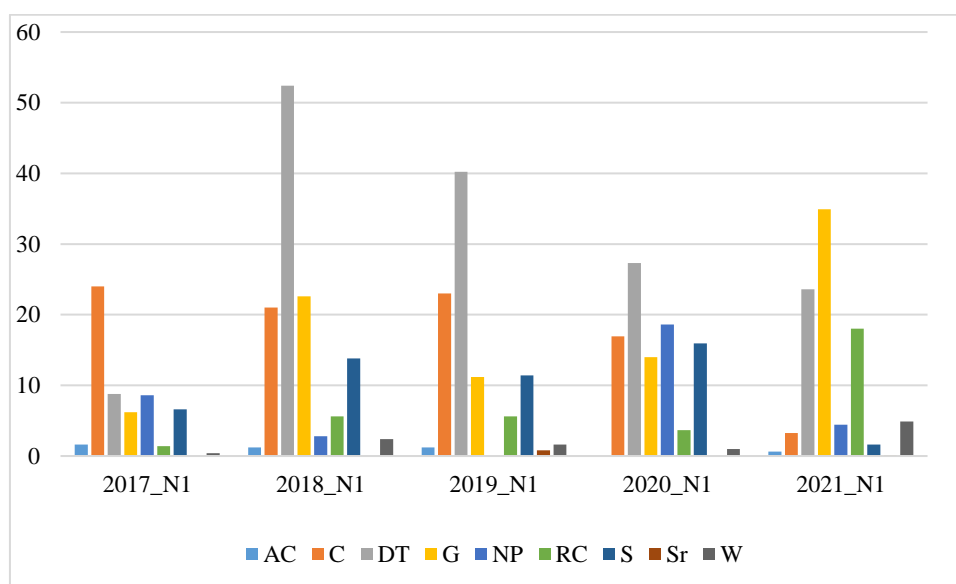
A terület mélyebben fekvő részén szintén a degradáltabb vegetáció típus (N1) a *Cynodonti-Poetum angustifolae* Rapaics ex Soó 1957 lesz domináns, de itt a mezofilabb típusa jelenik meg, amiben a réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*), a csomós ebír (*Dactylis glomerata*), a franciaperje (*Arrhenatherum elatius*) és a trackos tippán (*Agrostis stolonifera*) válik dominánssá. A terület hűvösebb voltára utal (N2), hogy a hegyi retekre jellemző cérna tippán (*Agristis tenuis*) is megtalálható itt.

Továbbá a terület legtápanyagszegényebb részein kisebb foltokat vagy összefüggő nagy állományait fedeztük a fel, az ezüst perje gyepnek (*Thymo serpylli-Festucetum pseudovinae* Borhidi 1958), ami egyben új Pannon, hazai előfordulás. Ezt a társulást korábban csak hazánk keleti részéből (Nyírség) jegezték fel, valamint a Délnyugat-Magyarországról írták le (Belső-Somogy, Borhidi 1957), ahol erdőirtás, vagy az erős legeltetés következtében alakul ki.

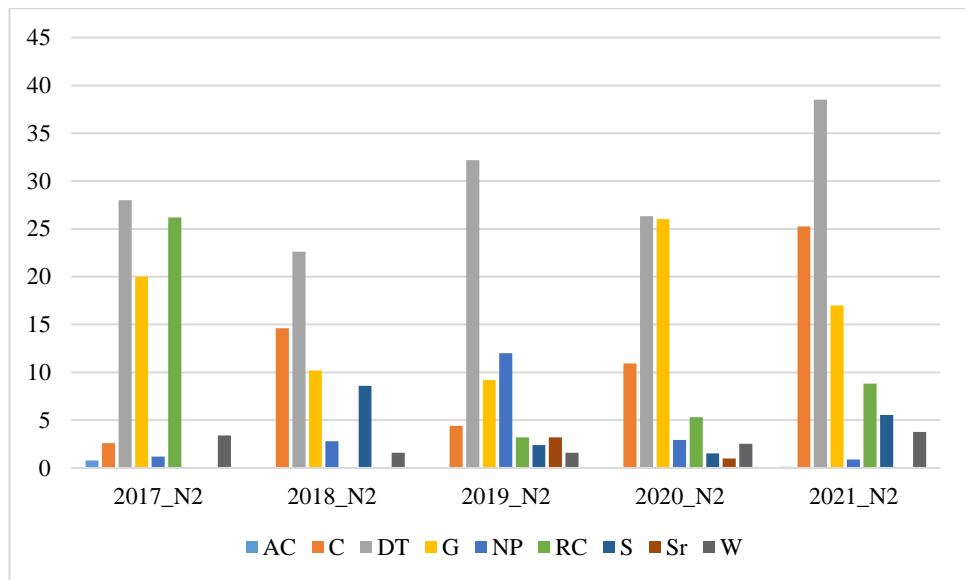
4.2. Cönológiai adatok értékelése 2017 és 2021 között

4.2.1. Szociális magatartási típusok (SBT)

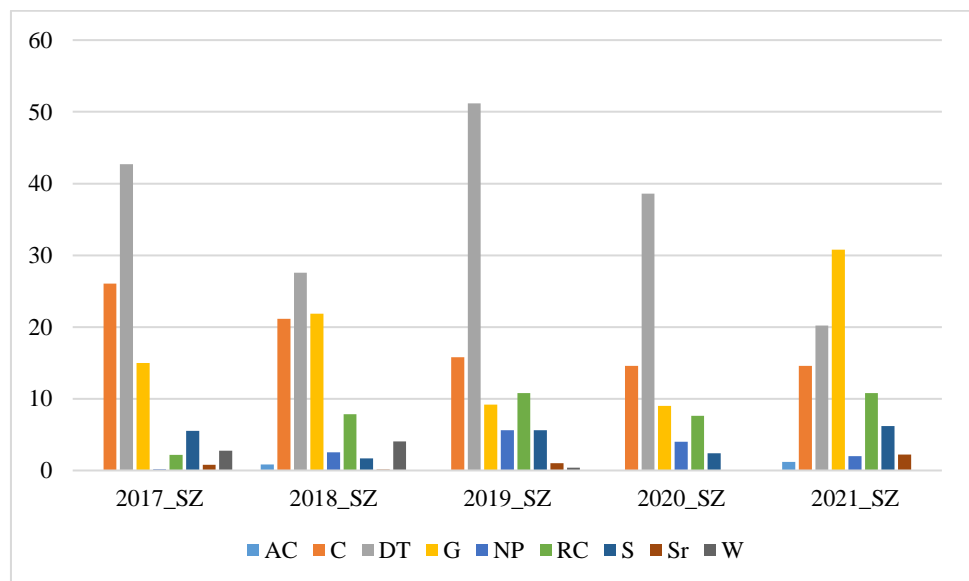
A szociális magatartástípusok cönológiai felvételének eredményét elsőként a bolygatott, másodlagos és mesterséges termőhelyek növényeinek magatartási típusai bemutatásával kezdem. Az agresszív tájidegen (AC) fajok jelenléte rendkívül alacsony számmal, de mindegyik mintaterületen előfordult a pihenő (P) és a sztyepréten (N1) volt a legjelentősebb. A ruderális kompetitorok (RC) aránya ugyancsak a pihenő esetében a legmagasabb, de 2021-ben jelenlétük a sztyeprét esetében megemelkedett és 2017-ben az Agropyron dominált gyepen (N2) volt jelentős. A természetes gyomfajok (W) jelenléte a pihenő esetében 2020-ban volt kiemelkedő, továbbá a két gyepen (N1-2) szórványos volt az előfordulásuk. Zavarástűrő növényfajok (DT) aránya mindegyik területen viszonylagosan magas volt, a 2020-as évben a pihenő esetében kiemelkedett, míg a többi terület szinte egységesen magas számot mutatott. Az N1 terület esetében viszont megfigyelhető a csökkenésük. Természetes termőhelyek szociális magatartási típusai esetében a természetes pionír fajok (NP) jelenléte minden területen megfigyelhető volt, a 2020-as év kiemelkedett a sztyeprét esetében. A generalisták (G) aránya a pihenő esetében volt a legmagasabb. Míg a kompetitor (C) fajok aránya a sztyeprét (N1) és a legelőnél (SZ) volt a legmagasabb. A specialisták (S) jelenléte ugyancsak a sztyeprét estében volt a legmagasabb.



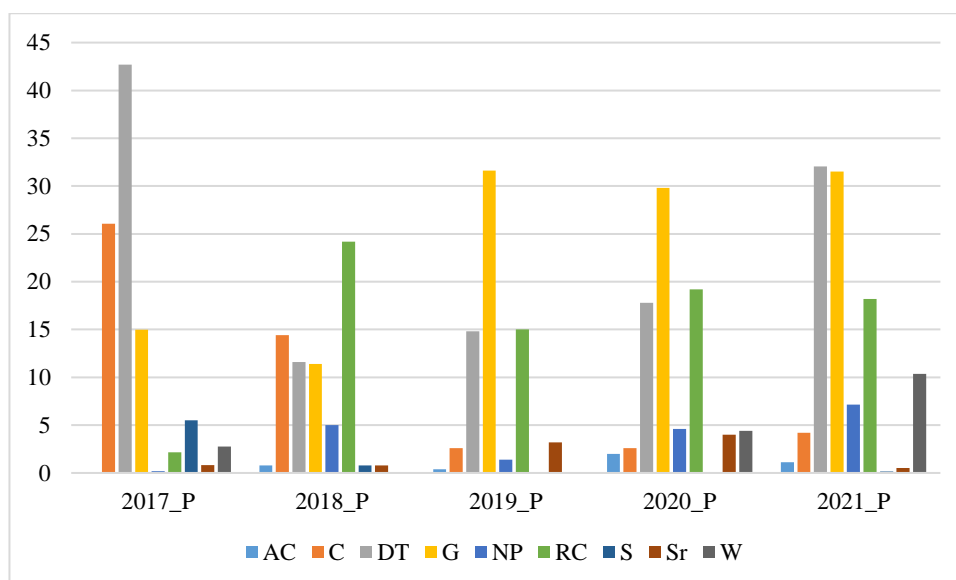
10. ábra A sztyeprét (Agrostis tenuis hegyi rét) (N1) mintaterület szociális magatartástípusok szerinti értékelése 2017 és 2021 között



11. ábra Az Agropyron domináns nyílt gyepek (N2) mintaterület szociális magatartástípusok szerinti értékelése 2017 és 2021 között



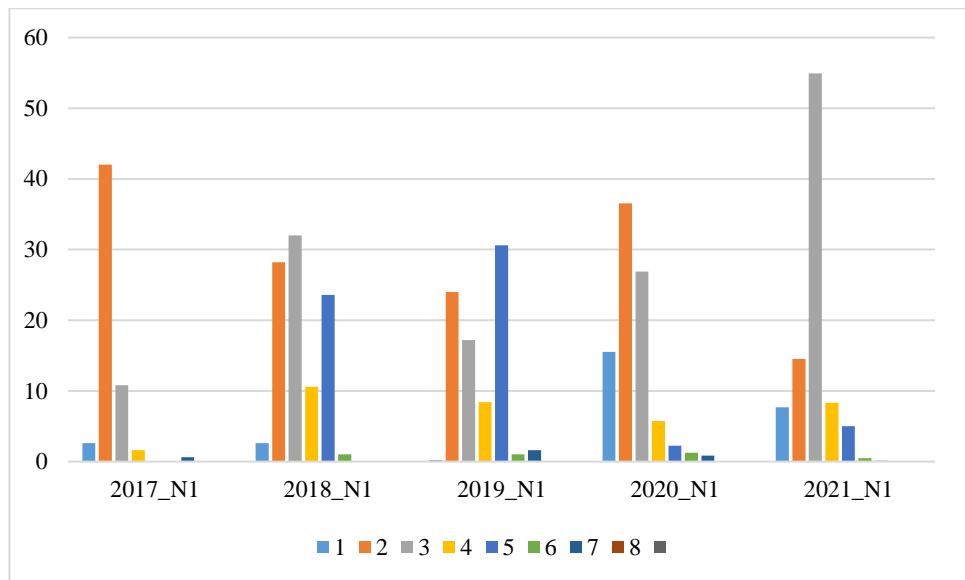
12. ábra Nyílt homoki gyepek (SZ) mintaterület szociális magatartástípusok szerinti értékelése 2017 és 2021 között



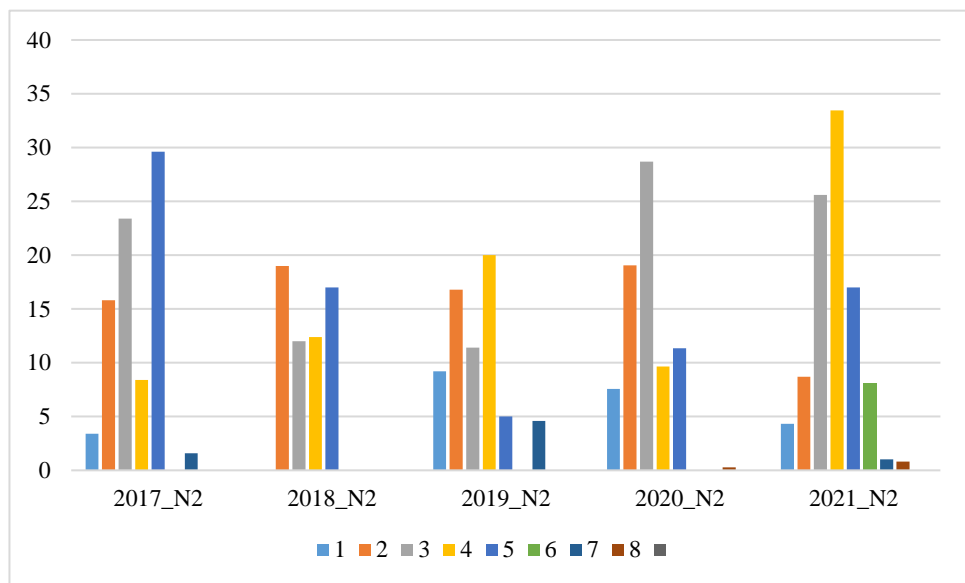
13. ábra Pihenő (P) mintaterület szociális magatartástípusok szerinti értékelése 2017 és 2021 között

4.2.2. A relatív talajvíz- illetve talajnedvesség indikátor számai (WB)

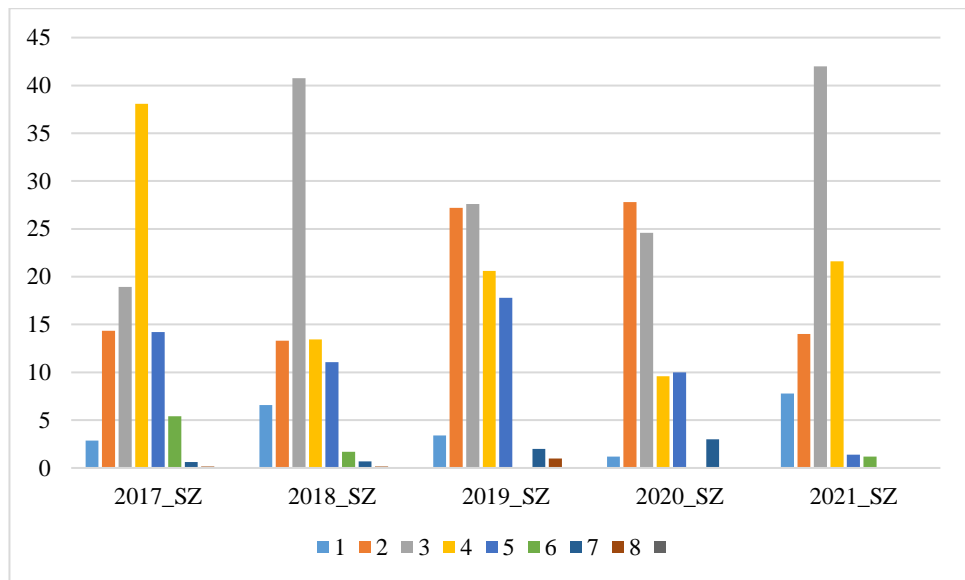
A relatív talajvíz és talajnedvesség indikátorszámai alapján, a szárazságtűrő növények, alkalmilag üde termőhelyeken előforduló fajok (3) aránya összességében a legmagasabb, mely a pihenő (P) területen a legnagyobb arányú, ugyanakkor megfigyelhető, hogy a vizsgált években 2021-re szinte kivétel nélkül magasabb lett a számuk. Az erősen szárazságtűrő növények (1) a legnagyobb arányban az N2-es területen fordulnak elő, de 2020-ban az N1-es mintaterületen volt a legnagyobb arányuk és az is megfigyelhető, hogy 2021-re lecsökkent a számuk mindegyik terület esetében, az OMSZ adatai alapján ez az időszak volt a legcsapadékosabb. A félszáraz termőhelyek fajai (4) leginkább az N2-es és SZ területeken fordultak elő. A félüde élőhelyek fajai (5) legnagyobb arányban az N1 területen voltak jelen, de mindegyik területen előfordultak. A nedvességjelző fajok (7) alacsony arányban találhatóak a területeken, de ezek közül a legnagyobb arányban a legelőn (SZ) fordultak elő. A nedvességjelző (8) növények rendkívül alacsony arányban, de két területen megtalálhatóak a területen az N2 és SZ területek esetében. A változó vízállású, rövidebb ideig kiszáradó termőhelyek vízi növényei (10) ugyancsak csekély arányban fordultak elő a területen, de az N1-es területen a legmagasabb arányban.



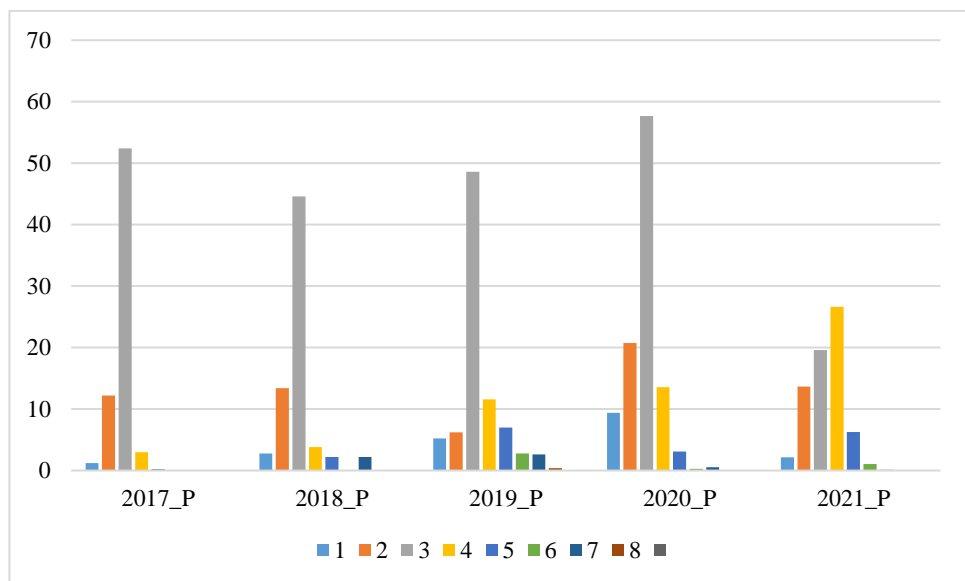
14. ábra A sztyeprét (*Agrostis tenuis* hegyi rét) (N1) mintaterület relatív vízigény szerinti értékelése 2017 és 2021 között



15. ábra Az Agropyron domináns nyílt gye (N2) mintaterület relatív vízigény szerinti értékelése 2017 és 2021 között



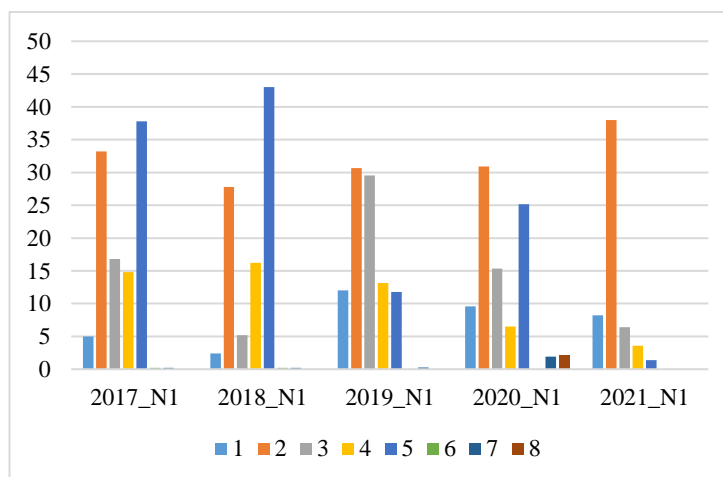
16. ábra Nyílt homoki gyepek (nedves) (SZ) mintaterület relatív vízigény szerinti értékelése 2017 és 2021 között



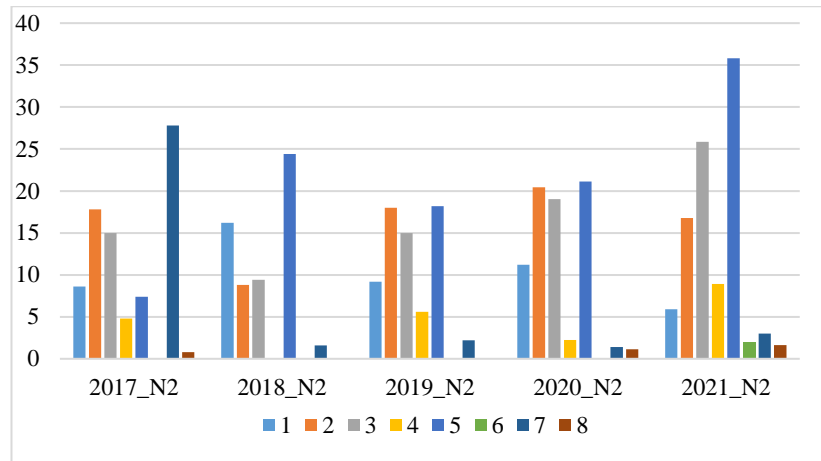
17. ábra Pihenő (P) mintaterület relatív vízigény szerinti értékelése 2017 és 2021 között

4.2.3. A nitrogén igény relatív értékszámai (NB)

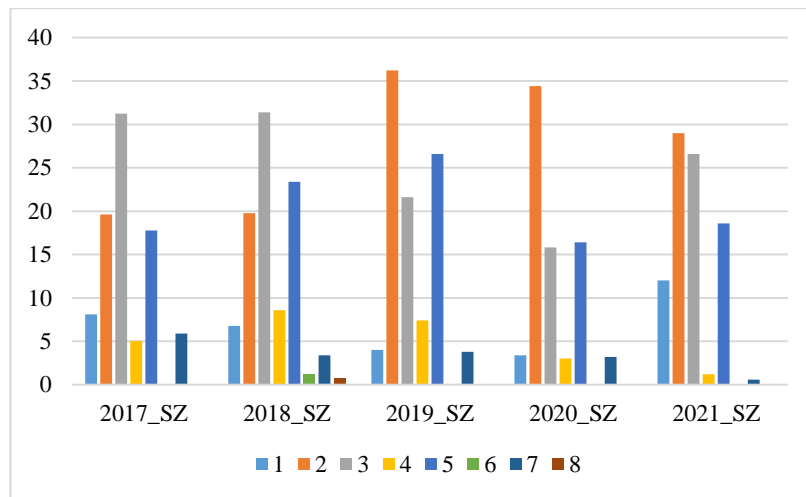
A nitrogén-igény relatív értékszámai alapján, a steril, szélsőségesen tápanyagszegény helyek növényei (1) mindegyik élőhelyen előfordultak, de legnagyobb arányban az N2 területen fordultak elő. Az erősen tápanyagszegény termőhelyek növényei (2) szintén mindegyik élőhelyen előfordultak, az egyik legmagasabb arányban a kategóriák közül, legnagyobb értéket az N1-es területnél találtuk. A mérsékelten oligotróf termőhelyek növényei (3) szintén minden termőhelyen előfordultak, a pihenő esetében 2017-ben volt kiugró a számuk, míg a sztyeprét esetében a 2020-as év volt kiemelkedő. A szubmezotróf termőhelyek növényei (4) szintén mindegyik élőhelyen előfordulnak, 2018-ban kiugró érték tapasztalható a nyílt homoki gyepen (N2). A mezotróf termőhelyek növényei (5) ugyancsak mindegyik területen, viszonylag magas számban előfordultak. A mérsékelten tápanyag-gazdag termőhelyek növényei (6) nem mindegyik területen fordultak elő, csak az N2 és az SZ parcellákban alacsony számmal, de 2017-ben és 2021-ben előfordultak. A tápanyagban gazdag termőhelyek növényei (7) legkisebb számban az N1-es területen fordultak elő, viszonylag nagy arányt mutat a többi kategória, viszont az N2-es területnél 2017-ben kiemelkedő volt számuk. A trágyázott talajok N-jelző növényei (8) mindegyik területen előfordultak alacsony számban, a pihenő és az Agropyron dominált gyep esetében gyakrabban.



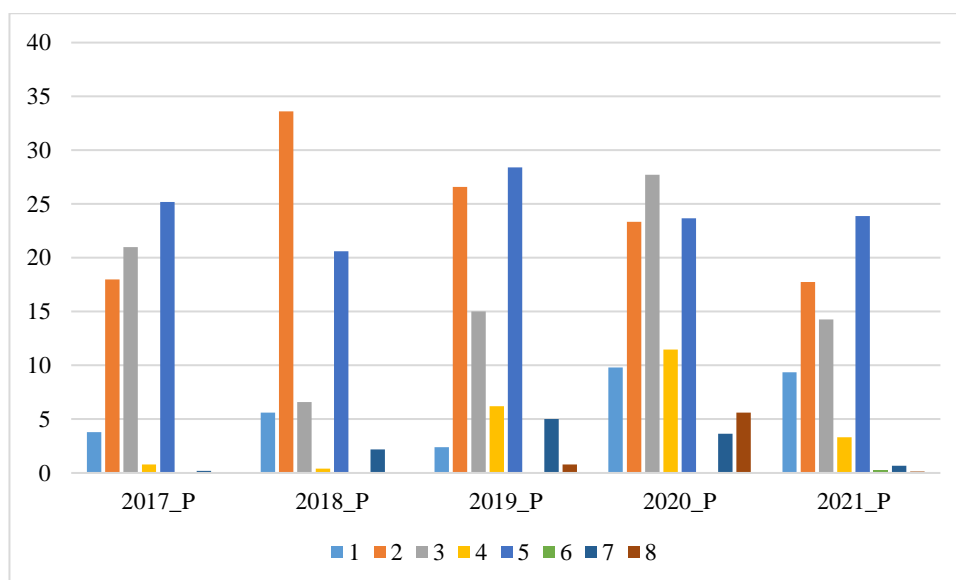
18. ábra A sztyeprét (*Agrostis tenuis* hegyi rét) (N1) mintaterület relatív nitrogénigény szerinti értékelése 2017 és 2021 között



19. ábra Az Agropyron domináns nyílt gyep (N2) mintaterület relatív nitrogénigény szerinti értékelése 2017 és 2021 között



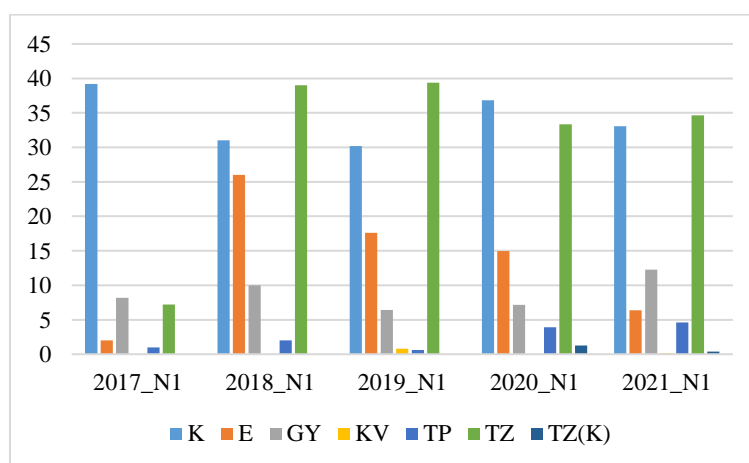
20. ábra Nyílt homoki gyep (nedves) (SZ) mintaterület relatív nitrogénigény szerinti értékelése 2017 és 2021 között



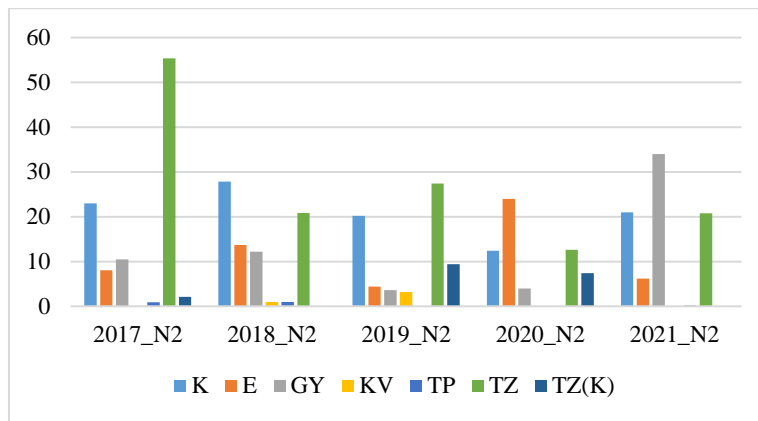
21. ábra Pihenő (P) mintaterület relatív nitrogénigény szerinti értékelése 2017 és 2021 között

4.2.4. Természetvédelmi értékkategóriák (TVK)

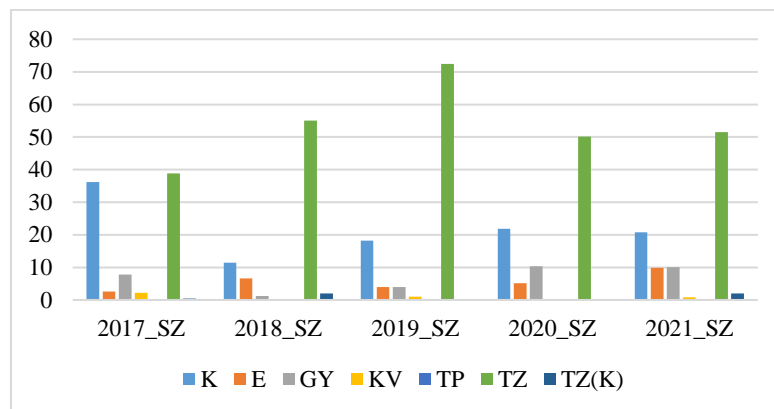
A szociális magatartástípusok (TVK) szerinti értékelés alapján, a kísérő (K), természetes zavarástűrő (TZ) és társulásalkotó (E) fajok aránya kiemelkedő mind a négy területen, melynek magas aránya természetes, de zavart (legeltetett) területre utal. A természetes zavarástűrő fajok legmagasabb arányban a pihenő (P) mintaterületnél fordultak elő. A kísérőfajok (K) jelenléte a sztyeprét (N1) esetében volt a legmagasabb a 2017-es évben. A gyomnövények (GY) mindegyik mintaterületen megjelentek, kiemelkedő 2017-ben az N2 mintaterületen és 2020-ban a P mintaterületen. Fokozottan védett (KV) faj a *Pulsatilla pratensis subsp. nigricans* is megtalálható a területen, a cönológiai eredmények alapján a 2019-es év kedvezett a faj számára leginkább és főként a pihenő (P) területen fordult elő a legnagyobb számban. A természetes pionírok (TP) jelenléte 2020-ban megugrott a pihenő (P) terület esetében.



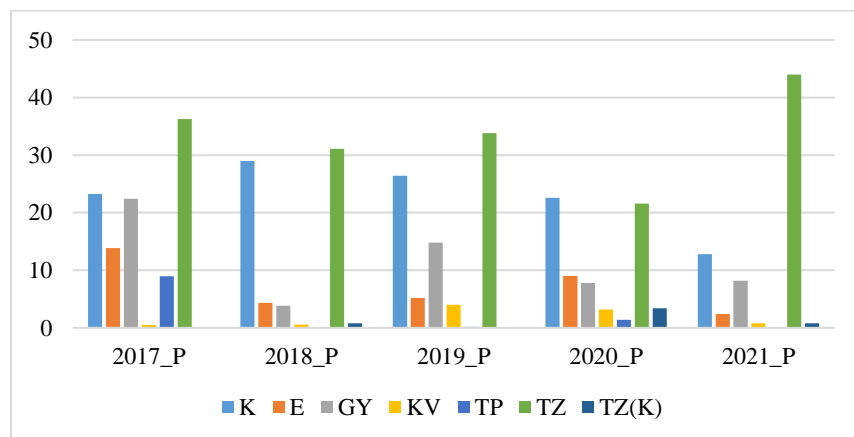
22. ábra A sztyeprét (Agrostis tenuis hegyi rét) (N1) mintaterület természetvédelmi értékkategóriák szerinti értékelése 2017 és 2021 között



23. ábra Az Agropyron domináns nyílt gyepek (N2) mintaterület természetvédelmi értékkategóriák szerinti értékelése 2017 és 2021 között



24. ábra Nyílt homoki gyepek (nedves) (SZ) mintaterület természetvédelmi értékkategóriák szerinti értékelése 2017 és 2021 között

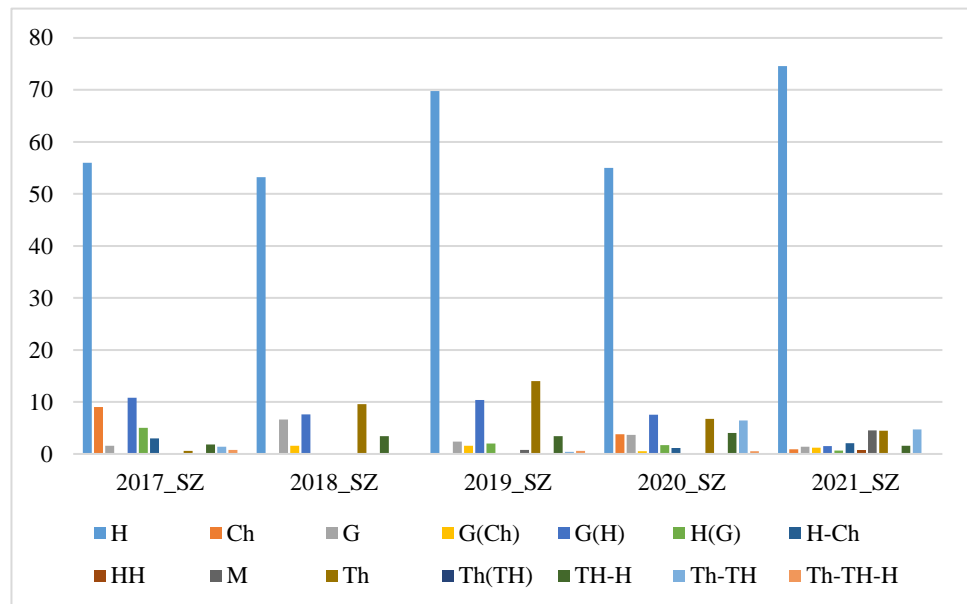


25. ábra Pihenő (P) mintaterület természetvédelmi értékkategóriák szerinti értékelése 2017 és 2021 között

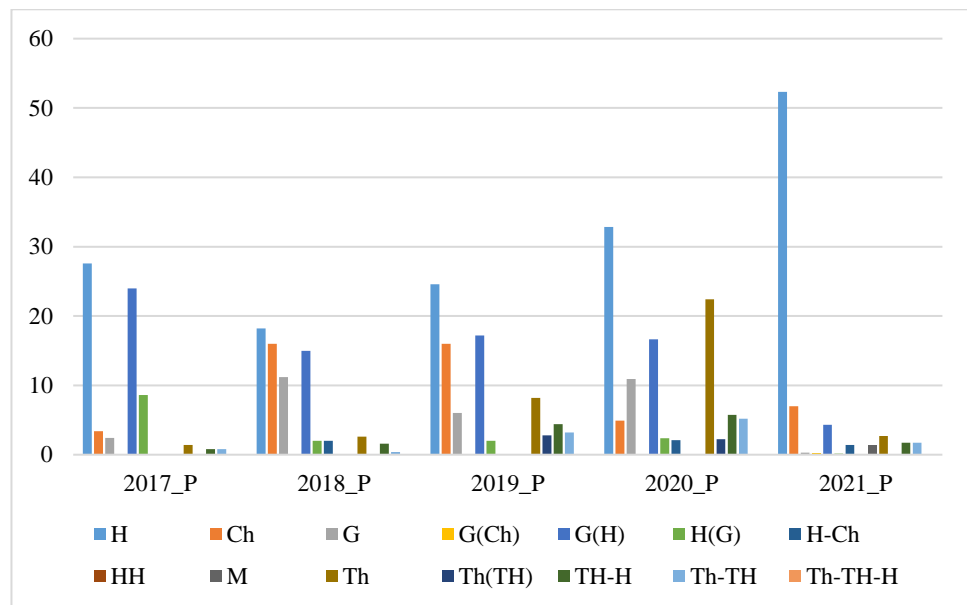
4.2.5. Raunkiaer-féle életformák

Raunkiaer-féle életformák osztályozása szerint a hemikryptophita (H) lágyszárúak találhatóak legmagasabb arányban a területeken, ezek közül kiemelkedik a nyílt homoki gyepek (SZ). A chamephyta (Ch) cserjék mindegyik élőhelyen előfordulnak, viszont a

27. ábra Az Agropyron domináns nyílt gyep (N2) mintaterület Raunkiaer-féle életformák szerinti értékelése 2017 és 2021 között



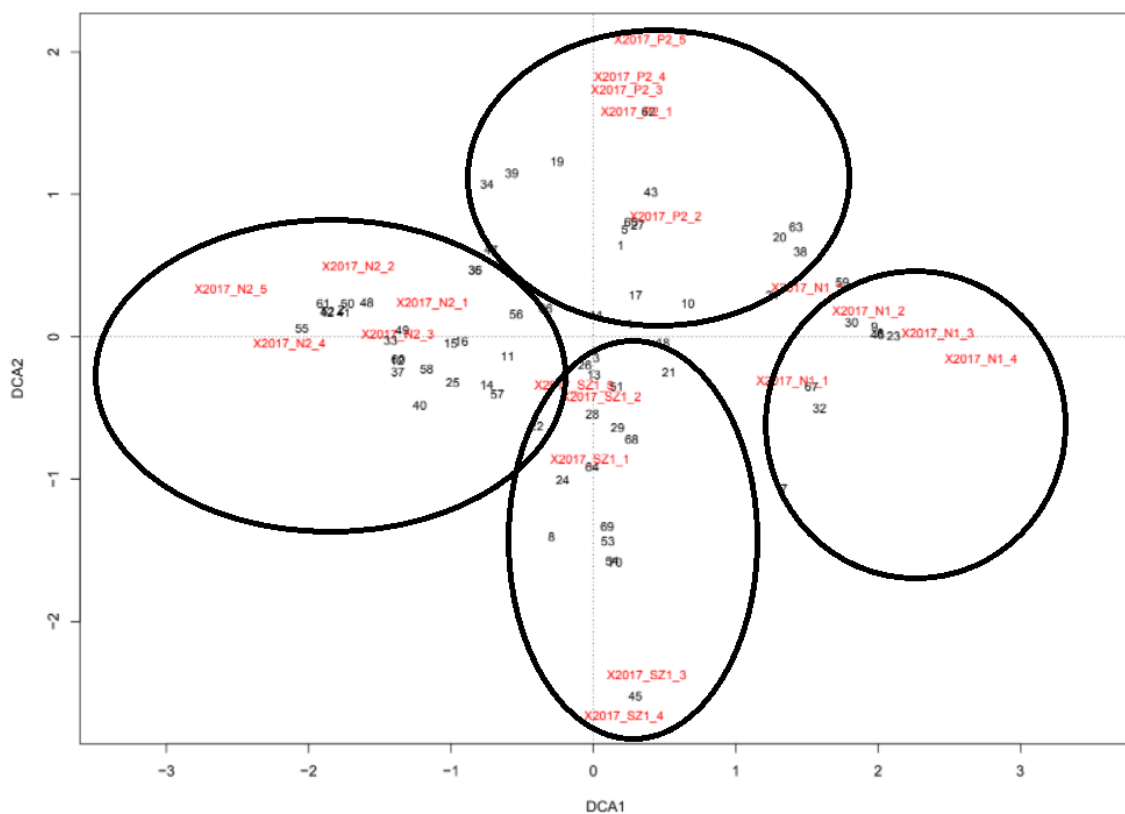
28. ábra Nyílt homoki gyep (nedves) (SZ) mintaterület Raunkiaer-féle életformák szerinti értékelése 2017 és 2021 között



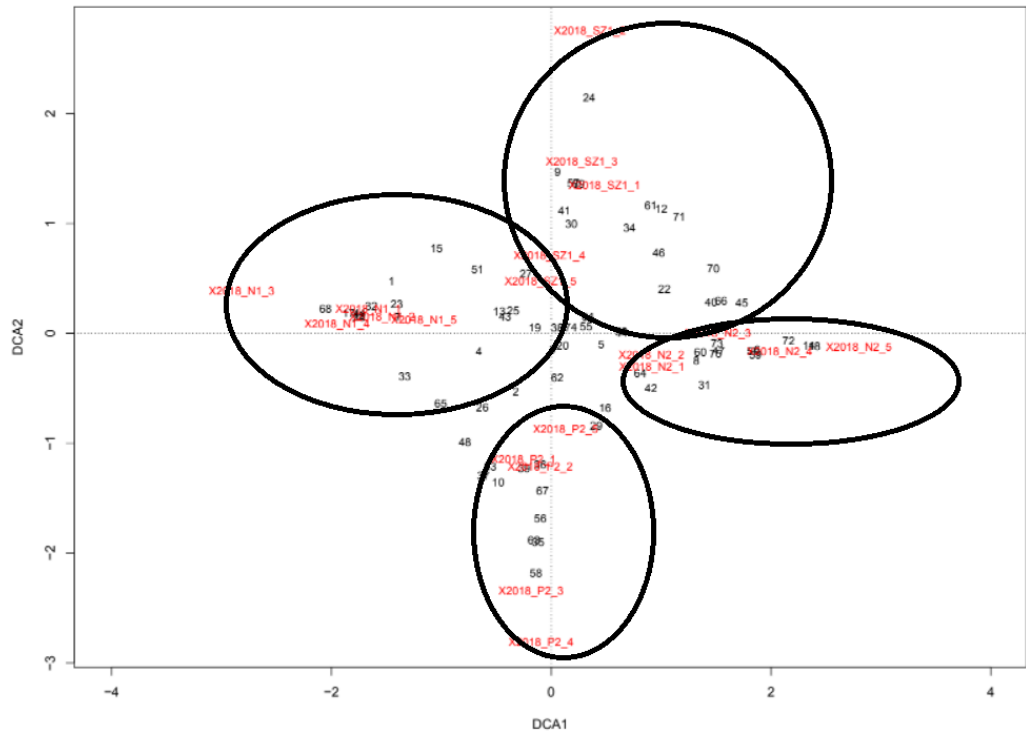
29. ábra Pihenő (P) mintaterület Raunkiaer-féle életformák szerinti értékelése 2017 és 2021 között

4.2.6. Az adatok sokváltozós statisztikai értékelése

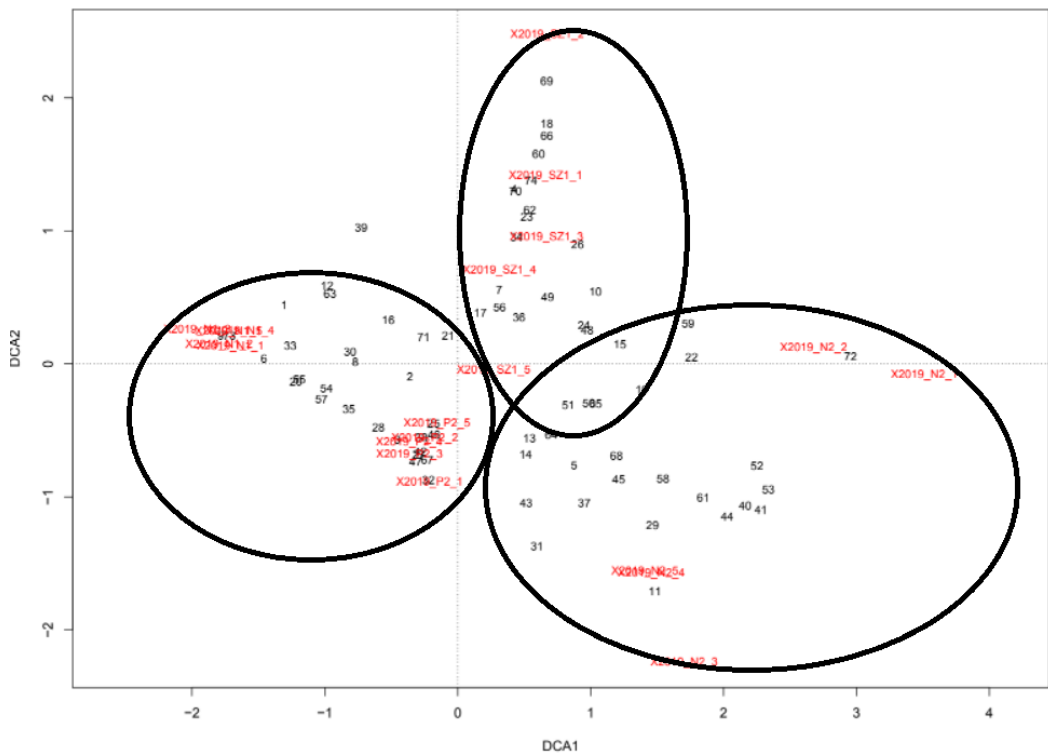
A detrendált korrespondencia-elemzést (DCA) minden évre elkészítettük, amikor cönológiai felvételek is rendelkezésre álltak. A fajok neveit számokkal jeleztük, a melléklet fejezet 7-11. ábrája mutatja a számozásnak megfelelő fajeloszlást a vizsgált évek szerint. A fajok borítását és a mintaterületek elhelyezkedését figyelembe véve látható a 2017-es évben az egyes mintakvadrátok különállása. Majd a 2018-as évre a mintaterületek kvadrátjai egységesebb képet mutatnak, közelebb helyezkednek el egymáshoz a mintaterületek. A 2018-as évben szintén 4 nagy csoportot lehet elkülöníteni, melyek egyre közelebb helyezkednek el egymáshoz, eltér a sztyeprét (N1) és a pihenő együtt (P), az Agropyron dominált gyepek (N2) és elkülöníthető a legelő (SZ). A 2020-as évre a parcellák már közelebb helyezkednek el egymáshoz. A 2021-es évre már nem különíthetők el a kvadrátok, egységes képet mutatnak, tehát a DCA eredményei is alátámasztják, hogy a területen nem megfelelő az állatlétszám, a degradált képet mutat a gyepek.



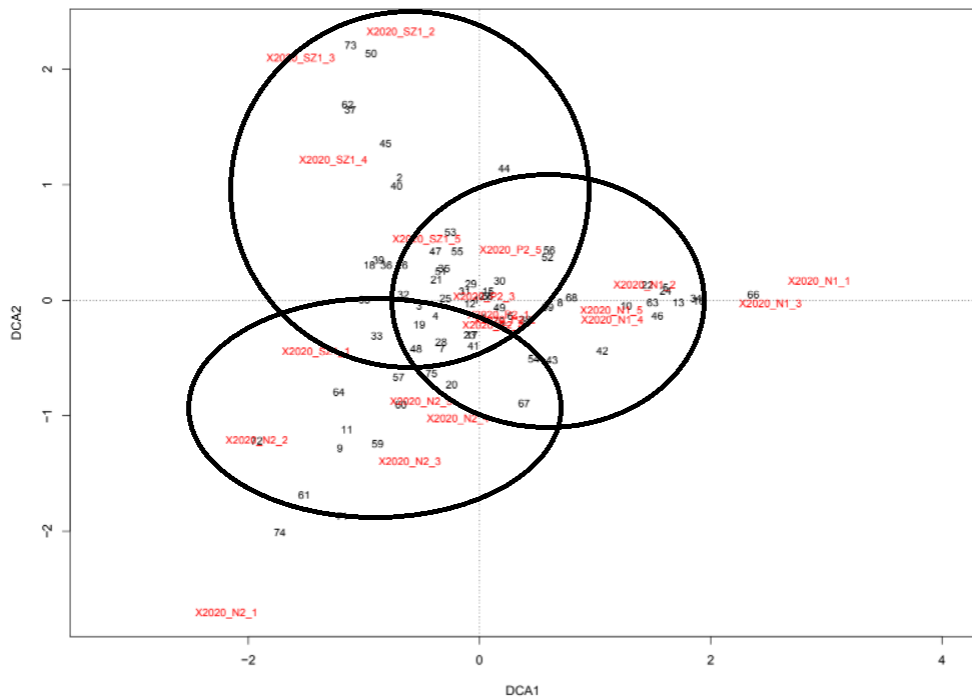
30. ábra A dejtári mintaterület cönológiai felvételeinek detrendált korrespondencia-elemzése a 2017-es évben



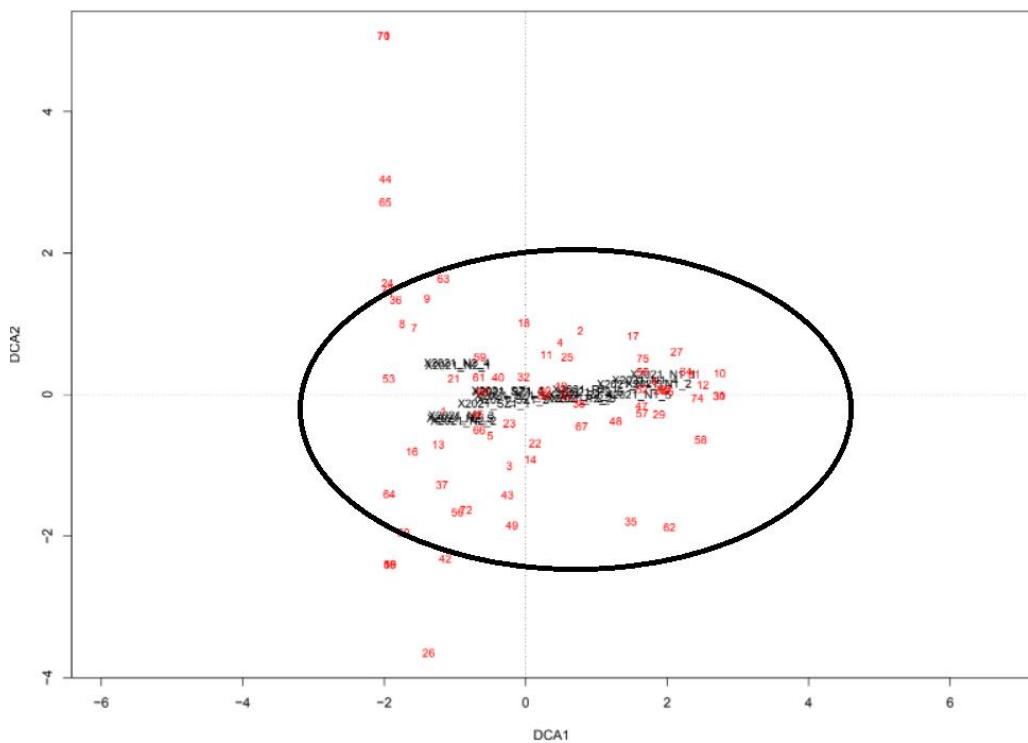
31. ábra A dejtári mintaterület cönológiai felvételeinek detrendált korrespondencia-elemzése a 2018-as évben



32. ábra A dejtári mintaterület cönológiai felvételeinek detrendált korrespondencia-elemzése a 2019-es évben



33. ábra A dejtári mintaterület cönológiai felvételeinek detrendált korrespondenciaelemzése a 2020-as évben



34. ábra A dejtári mintaterület cönológiai felvételeinek detrendált korrespondenciaelemzése a 2021-es évben

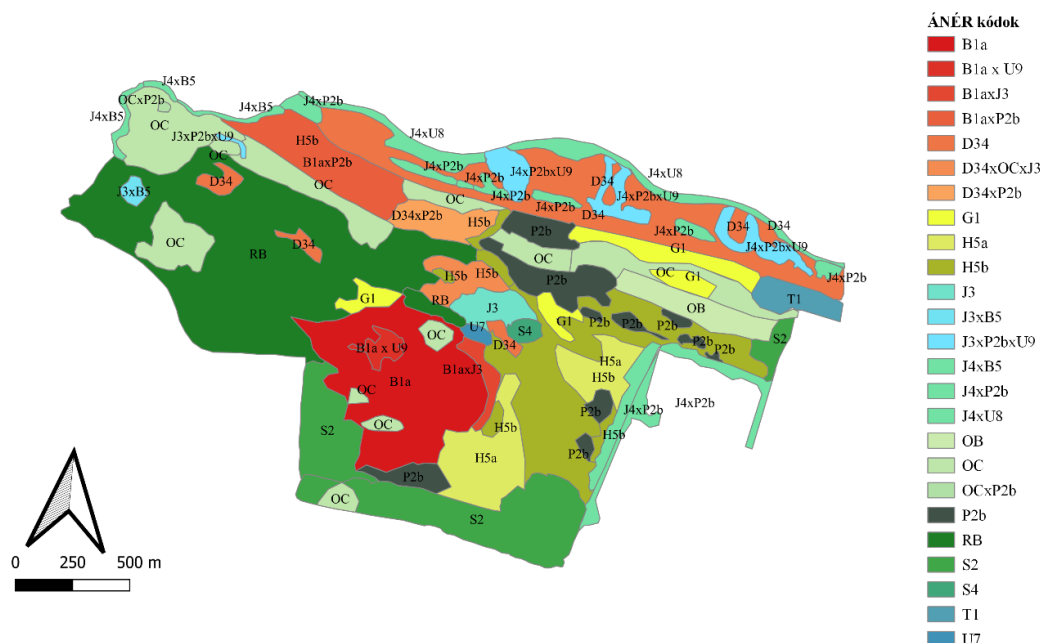
4.3. Mintaterület élőhelytérképeinek bemutatása különböző módszerek alkalmazásával

4.3.1. A mintaterület élőhelyinek bemutatása ÁNÉR módszertan alapján

A terepi vizsgálat alapján összesen 26 élőhelytípus és ezek kombinációja fordul elő a területen az ÁNÉR módszertan alapján (35. ábra), ezen belül 77 élőhelyfoltot különíthetünk el, melyet az 1. táblázat mutat be. Az élőhelyek komplexei több kategóriából állnak, a felvételezés alkalmával egységként megjelenő élőhelyfoltokat jelöltem, melyhez az „x” elválasztó jelölést használtam, minél előbb szerepelt a kategória a komplexben, annál jelentősebb a lehatárolt területrészen. A vizsgálati területen leírt élőhelytípusok közül 7 (B1a, B2, B5, D34, H5b, J3, J4) típus természetvédelmi szempontból értékes, ezen kívül 3 (D34, H5b, J4) élőhely közösségi jelentőséggel bír. A vizsgált területen a legjelentősebb élőhelykategóriák a következők voltak, puhafás pionír és jellegtelen erdők (RB) foglalja el a legnagyobb területet 69.82 hektárral, utána következik a homoki sztyeprétek (H5b) követik 60.4 hektárral, majd nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások (B1a) élőhelykategória egység 43.74 hektáron. Majd a galagonyás-kökényes-borókás cserjések és fűz-nyár ligeterdő (J4xP2b×U9) komplexek adják a terület legnagyobb élőhelyeit.

Élőhelykódok	Élőhelyfoltok (db)	Terület (hektár)
B1a	1	43.7492
B1a x U9	1	8.5412
B1axJ3	1	10.7002
B1axP2b	1	4.3971
D34	7	23.9555
D34xOCxJ3	1	1.3133
D34xP2b	1	2.7209
G1	4	14.2645
H5a	2	3.5292
H5b	7	60.4199
J3	1	3.2066
J3xB5	1	0.2084
J3xP2bxU9	1	1.0408
J4xB5	3	1.8512
J4xP2b	9	16.6784
J4xP2bxU9	3	45.3527
J4xU8	2	4.2128
OB	1	9.2923
OC	11	30.7183
OCxP2b	1	1.0304
P2b	10	15.2688
RB	2	69.8217
S2	3	35.4964
S4	1	4.3175
T1	1	6.0623
U7	1	1.8246
Összesen	77	419.97

35. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület élőhelytérképének kategóriái és hektár területek eloszlása ÁNÉR kategóriák alapján



36. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület élőhelytérképe ÁNÉR kategóriák szerint színezve

4.3.2. A mintaterület élőhelyeinek leíró bemutatása

A területen előforduló élőhelykategóriákat fontosnak tartottam bemutatni leíró pontossággal is. A leírásban csak a táj szempontjából legfontosabb élőhelykategóriák szerepelnek, amelyek bemutatják az élőhelyek sajátosságait.

B1a- *Nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások*

A mintaterület esetében a legnagyobb kiterjedésű B1a élőhely a dejtári Nagy-tó körül alakult ki. Vegetációs időszakban jellemző, hogy a terület egy részét víz önti el. A társulás jellemző fajai a legyökerezett, tűzeget nem képző lágyszárú növények, melyek közül dominánsan jelenik meg a *Phragmites australis*, *Carex acutiformis*, *Calamagrostis epigeios*, *Festuca arundinacea*, *Typha latifolia*, *Lythrum salicaria*.

D34- Mocsárrétek

A területen az Ipoly melletti ártéri erdőszegély mellett fordul elő a legjelentősebb állományban. A vegetációs időszak jelentős részében üde-nedves (tavasszal nedvesebb, általában vízzel borított, majd nyárra kiszáradó) viszonylag fajszegény magasfüvű rét alakult ki. Jellemző fajok: *Ranunculus repens*, *Festuca arundinacea*, *Poa pratensis*, *Sanguisorba officinalis*.

H5a- Lössgyepek, kötött talajú sztyeprétek

A terület mélyebben felvő részén a degradáltabb vegetáció típus (N1) a *Cynodonti-Poetum angustifolae* Rapaics ex Soó 1957 lesz domináns, de itt a mezofilabb típusa jelenik meg, amiben a réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*), a csomós ebír (*Dactylis glomerata*), a franciaperje (*Arrhenatherum elatius*) és a trackos tippán (*Agrostis stolonifera*) válik dominánssá. A terület hűvösebb voltára utal (N2), hogy a hegyi retekre jellemző cérna tippán (*Agrostis tenuis*) is megtalálható itt.

H5b- Homoki sztyeprétek

A vizsgált területen az egyik legnagyobb számban és területen elhelyezkedő élőhelytípus, mely kiemelt értéket képvisel. Humuszban gazdag talajokon zárodó gyepek alakultak ki, melynek kialakulását a talajtani adottságokon kívül a klíma is meghatározta. Jellemző domináns fajok: *Festuca rupicola*, *Koeleria cristata*, *Festuca pseudovina*. Az élőhelyen két védett faj is megtalálható a *Pulsatilla pratensis* subsp. *nigricans* és a *Stipa borysthena*.

G1- Nyílt homokpuszta gyepek

A terület legtápanyagszegényebb részein kisebb foltokat vagy összefüggő nagy állományait fedezték a fel, az ezüst perje gyepek (*Thymo serpylli-Festucetum pseudovinae* Borhidi 1958), ami egyben új Pannon, hazai előfordulás.

J3- Folyómenti bokorfüzes

Ezekre az élőhelyekre jellemző, hogy az Ipoly hordalékán fejlődnek ki. Általánosan elmondható, hogy vízzel borított területek az év 2-4 hónapjában. A bokorfüzesek domináns fajai a következők: *Salix alba*, *Salix cinerea*.

J4- Fűz-nyár ártéri erdők

Az Ipoly medrét szegélyező társulások összessége, amiket majd az előbbiekben bemutatott a bokorfüzesek szegélyeznek. Éves vízborítás jellemző a területre, mely 2 héttől akár a 2 hónapot is elérheti. A lombkoronaszint közepesen vagy teljesen zárt, magasság elérheti a 20-30 m-t. Domináns fajok a *Salix alba*, *Salix fragilis*, *Populus alba*, *Humulus lupulus*.

OB- Jellegtelen üde gyepek és magaskórósok

A vizsgált területen kaszálónak hasznosított területe, idegenhonos fajok (*Asclepias syriaca*) is megtalálhatók a területen. Erre az élőhelyre jellemző fajok a következők: *Elymus repens*, *Dactylis glomerata*, *Lolium perenne*, *Calamagrostis epigeios*, *Arrhenaterum elatius*, *Colchicum autumnale*.

OC- Jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyepek és magaskórósok

A mintaterületen több foltban megtalálható élőhelyek. Az élőhelyekre jellemző fajok a következők: *Elymus repens*, *Calamagrostis epigeios*, *Cynodon dactylon*, *Festuca rupicola*, *Bromus mollis*.

P2b- Galagonyás-kökényes-borókás cserjések

Nagy kiterjedésben található a vizsgált területen ezen élőhelyek összessége. Az élőhelyek cserjések és gyepek mozaikjaiból tevődnek össze, melyekben a szukcessziós záródás hatására inkább a cserjések dominálnak. Jellemző fajok a területen a következők a cserjeszintben *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Rosa canina* és a gyepszintben a *Festuca* taxonok dominánsak.

RB- Puhafás pionír és jellegtelen erdők

Ezen az élőhelyen pionír puhafás társulások találhatóak. Jellemző fajok a területen a következők: *Populus alba*, *Populus tremula*, *Salix alba*.

S2- Nemes nyarasok

A terület déli részén fordulnak elő az ültetett nyaras társulások.

S4- Erdei- és feketefenyvesek

A Nagy-tóhoz közeli területen található ez az élőhely, mely ültetvénytartó állományt alkot.

4.3.3. A 2010 és 2020-as élőhelytérképek összehasonlítása

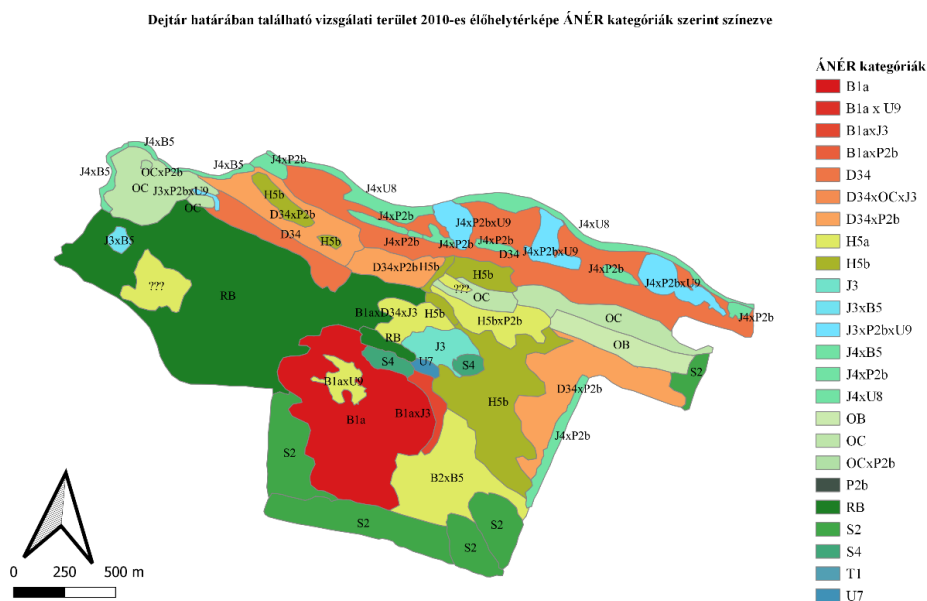
A térképek (38. és 39. ábra) jól mutatja, hogy jelentős különbség van a két vizsgált időszak között a területen. Változások tapasztalhatók az élőhelyek nagyságában és egyes élőhelyfoltok típusainak jellemzőiben, és jelentősen nőttek az élőhelyfoltok számszerűen is. A vizes élőhelyek száma és kiterjedése jelentősen csökkent 2020-ban (39. ábra). Az eu- és mezotróf nádas és *Typha* (B1a) élőhelykategóriájú élőhelyfoltok száma 2 területről 1 területre, míg felületük 50 hektárról 43.7 hektárra csökkent (37. ábra). Ha a vizes élőhelyeket (B és D élőhelyek és komplexeik) összességében tekintjük, az eredmények azt mutatják, hogy száraz időszakban (2020) 95 hektáron, nedves időszakban (2010) 150 hektáron voltak jelen.

Két különböző komplex fedezhető fel a térképek között. A 2010-es térképen a H5b×P2b komplex található, amely 2020-ra érezhetően elválak egymástól. Ezért a 2020-as évre a H5b és a P2b külön került rögzítésre. A két évben mindössze 7 kategória (B1a×D34×J3, J3, J3×P2b×U9, J4×B5, J4×P2b×U9, J4×U8 és U7) maradt változatlanul, így a komplexek többsége átalakult. A csapadékosabb évben (2010) készült térképen a vízi növényzet csökkenő tendenciáját mutatja az alacsonyan fekvő, fátlan élőhelyeken. Jelentős változás következett be a zárt homoksztyepekben (H5b) és altípusaik szempontjaiban is. Megjelent további két gyepek kategória a nyílt homokpusztagyep (G1) és a löszgyepek, kötött talajú sztyeprét (H5a). A zárt homokgyepek átalakuláson mentek keresztül, jelenlétük 2010-ben alacsonyabb volt, mint 2020-ban. Területük 2010-ben 42 hektár volt, mint 2020-ban 60 hektárra nőtt. A növényzet jelentősen megváltozott az összehasonlított években, rendkívül száraz körülmények között (2020) és a rendkívül nedves (2010) körülmények hatására. A két vizsgált évben a vegetáció különbséget mutatott, ami megfelelően jelezte a környezeti változásokat. Jelentősen nőtt a gyepek kiterjedése. A homoki sztyeprétek (H5b) területe a tartós csapadékhiány miatt növekedett, a foltok száma 6-ról (2010-ben) 14-re (2020-ban) emelkedett. Az üdébb gyepek esetében is megfigyelhető volt, hogy a szárazságtűrő fajok jelenléte emelkedett. Összegezve megállapítható, hogy a száraz élőhelyek jelenléte megnőtt, és több száraz folt is kialakult 10 éven belül továbbá a nedves élőhelyek területe csökkent.

2010				2020		
Szám	Élőhelykódok	Élőhelyfoltok (db)	Terület (hektár)	Élőhelykódok	Élőhelyfoltok (db)	Terület (hektár)
1	B1a	2	50.0735	B1a	1	43.7492
2	B1axD34xJ4	1	7.04	B1a x U9	1	8.5412
3	B1axJ3	1	2.3352	B1axJ3	1	10.7002
4	B2xB5	1	17.8395	B1axP2b	1	4.3971

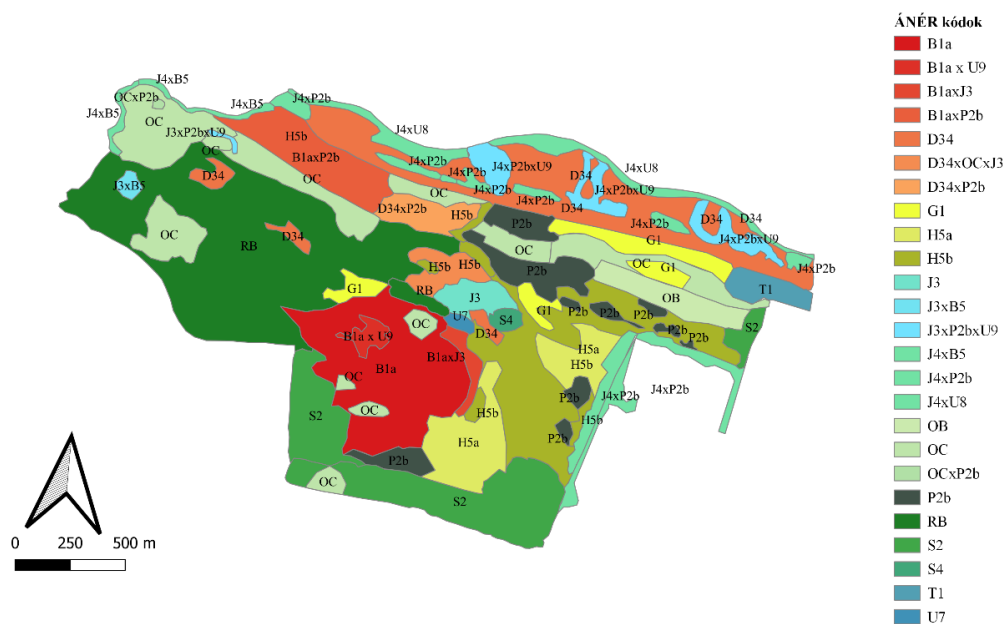
5	D34	2	49.6675	D34	7	23.9555
6	D34xP2b	2	23.8722	D34xOCxJ3	1	1.3133
7	H5b	5	42.035	D34xP2b	1	2.7209
8	H5bxP2b	1	6.7002	G1	4	14.2645
9	J3	1	6.7976	H5a	2	3.5292
10	J3xB5	1	1.0767	H5b	7	60.4199
11	J4XB5	3	2.5755	J3	1	3.2066
12	J4xP2b	9	14.2633	J3xB5	1	0.2084
13	J4xP2bxU9	3	11.2151	J3xP2bxU9	1	1.0408
14	J4xU8	2	4.7553	J4xB5	3	1.8512
15	OB	1	7.5593	J4xP2b	9	16.6784
16	OC	6	25.4236	J4xP2bxU9	3	45.3527
17	OCxP2b	1	0.2097	J4xU8	2	4.2128
18	RB	2	103.1325	OB	1	9.2923
19	S2	5	36.3593	OC	11	30.7183
20	S4	1	1.3147	OCxP2b	1	1.0304
21	T1	1	4.8203	P2b	10	15.2688
22	U7	1	0.8253	RB	2	69.8217
23	U9	1	0.0836	S2	3	35.4964
24				S4	1	4.3175
25				T1	1	6.0623
26				U7	1	1.8246
Összesen		53	419.97	Összesen	77	419.97

37. ábra A Dejtár határában található vizsgálati terület 2010 és 2020-as élőhelyterképének kategóriái és az élőhelyek kiterjedésének megoszlása ÁNÉR kategóriák alapján



38. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2010-es élőhelyterképe ÁNÉR kategóriák szerint színezve (Konopács munkája alapján 2012)

Dejtár határában található vizsgálati terület élőhelyterképe ÁNÉR kategóriák szerint színezve



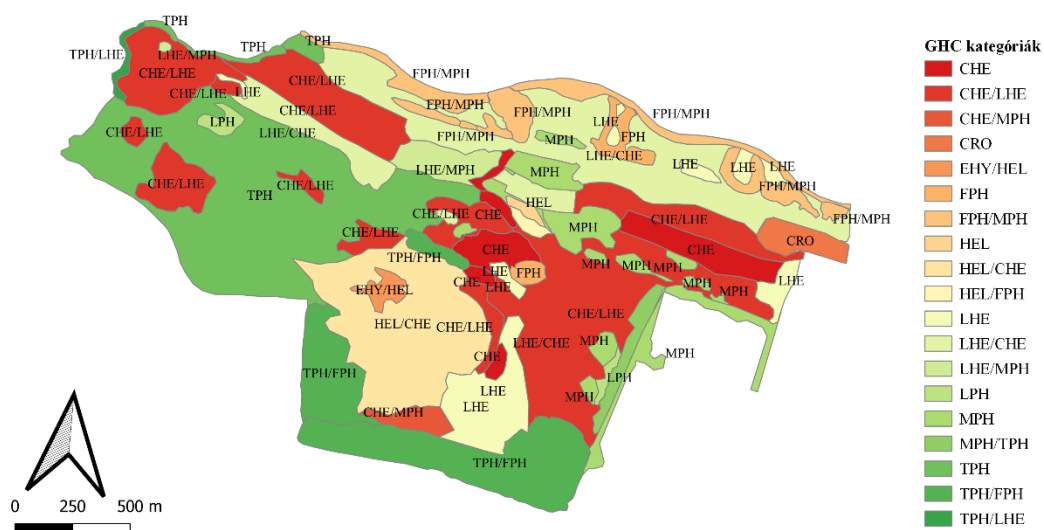
39. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2020-as élőhelyterképe ÁNÉR kategóriák szerint színezve

4.3.4. General Habitat Category (GHC) eredményeinek bemutatása

A General Habitat Category (GHC) szerinti élőhely felmérés alapján látható, hogy e besorolás szerint összesen 68 élőhelyfolt különíthető el. Az élőhelykategóriák területi elkülönülését és az élőhelyfoltok darabszámát a 40. ábra mutatja be. A legnagyobb területet, 104 hektárt, az évelő egyszikű fűféle és a széleslevelű, lágyszárú élőhelyek komplexe (CHE/LHE, LHE/CHE) adja. A következő legnagyobb területű kategóriát a magas cserjék kategóriája adja, összesen 86.5 hektárral.

GHC			
Szám	Élőhelykódok	Élőhelyfoltok (db)	Terület (hektár)
1.	CHE	6	28.21
2.	CHE/LHE	11	47.45
3.	CHE/MPH	1	2.97
4.	CRO	1	6.06
5.	EHY/HEL	1	38.5412
6.	FPH	2	4.94
7.	FPH/MPH	8	22.81
8.	HEL	1	0.77
9.	HEL/CHE	1	28.56
10.	HEL/FPH	1	0.95
11.	LHE	8	13.06
12.	LHE/CHE	6	47.77
13.	LHE/MPH	2	5.87
14.	LPH	2	2.33
15.	MPH	8	28.96
16.	MPH/TPH	1	25.83
17.	TPH	4	75.92
18.	TPH/FPH	3	37.89
19.	TPH/LHE	1	1.06
Összesen		68	419.97

40. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület GHC szerinti kategóriái és azok élőhelyfoltjai, hektár területek eloszlása



41. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2019-es élőhelytérképe GHC kategóriák szerint színezve

A főbb élőhelyek leíró elemzésre a GHC módszere alapján.

A leíró elemzésnél legfőképp a főbb fajleírásokra törekedtem, hiszen az előző alfejezetben az ÁNÉR kategóriák bemutatásánál a terület részletes bemutatása már megtörtént. E alfejezet részeként inkább az esetleges különbségek és/vagy egyezések bemutatása, ezen kívül az általam használt kategóriák tartalmának magyarázata a célom.

Caespitose hemicryptophytes (CHE): Élő egyszikű fűfélék

A foltok egységesen a vizsgált terület száraz homoki gyeptől tartoznak ebbe a kategóriába. Összesen 18 élőhelyfolt tartozik ebbe a kategóriába. Jellemző fajok a következők: *Festuca rupicola*, *Dactylis glomerata*, *Bromus mollis*, *Galium boreale*. Az ÁNÉR módszertantól eltérően e kategória, főként a gyeptes vegetációk gyűjtőegysége. További kategória komplexek, melyek dominánsan a CHE kategória szerepel: CHE/LHE, CHE/MPH.

Emergent hydrophytes (EHY): A növény a vízben fejlődik, de a hajtás a vízből kiágazik/Helophytes (HEL): Nedves körülmények között élő társulások

A terület közepén található tó és környékének kategóriája, a vizsgálati területen összesen egy folt tartozik ebbe a kategóriába. Jellemző fajok: *Phragmites australis*, *Carex acutiformis*, *Festuca arundinacea*.

Forest phanerophytes (FPH): 5 m feletti magasságú fák

A kategóriába az ÁNÉR módszertantól eltérően egy kategóriába sorolhatók a nemes nyarasok és a fekete fenyves társulások és a folyó menti fűz-nyár ligeterdők és puhafás ligeterdők is. Összesen 10 élőhely esik ebbe a kategóriába. A kategória komplexe a területen a következő volt: FPH/MPH. Jellemző fajok: *Populus alba*, *Populus x euramericana*, *Salix alba*, *Alnus glutinosa*, *Pinus nigra*.

Helophytes (HEL): Nedves körülmények között élő társulások

A nedves körülmények társulásai jellemzően a folyó melletti területeken, illetve a tó melletti részen fordulnak elő. Összesen 3 élőhely esik ebbe a kategóriába vagy annak komplexeibe. A kategória komplexei a területen a következők voltak: HEL/CHE, HEL/FPH. Jellemző fajok: *Urtica dioica*, *Glyceria maxima*, *Sparganium erectum*, *Phalaris arundinacea*, *Carex acutiformis*, *Carex riparia*, *Carex vulpina*, *Ranunculus repens*, *Festuca arundinacea*, *Poa pratensis*, *Sanguisorba officinalis*.

Leafy hemicryptophytes (LHE): Széles levelű, lágyszárú fajok

A vizsgálati terület üdébb foltjait foglalja magába e kategória és komplexei. Összesen 18 élőhely esik ebbe a kategóriába vagy annak komplexeibe. A kategória komplexe a területen a következő volt: LHE/CHE, LHE/MPH. A kategóriára jellemző fajok: *Agropyron repens*, *Plantago lanceolata*, *Achillea collina*, *Dianthus pottederae*.

Mid phanerophytes (MPH): 0,6-2 m cserje

A vizsgálati terület galagonyás foltjait foglalja magába e kategória és komplexe. Összesen 13 élőhely esik ebbe a kategóriába vagy annak komplexeibe. A kategória komplexe a területen a következő volt: MPH/TPH. Jellemző fajok a területen a következők a cserjeszintben *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Rosa canina* és a gyepszintben a *Festuca taxonok* dominánsak.

Tall phanerophytes (TPH): Magas cserjés 2-5 m között

Főként az Ipoly hordalékán kialakult bokorfüzesek esnek ebbe a kategóriába. Összesen 8 élőhely esik ebbe a kategóriába vagy annak komplexeibe. A kategória komplexei a területen a következők voltak: TPH/FPH, TPH/LHE. A bokorfüzesek domináns fajai a következők: *Salix alba*, *Salix cinerea*.

4.3.5. Az ÁNÉR és GHC osztályozási rendszerek összehasonlítása

Összehasonlítva az ÁNÉR és a GHC módszertant (42. ábra) látható, hogy részletesebb a kategória besorolása az ÁNÉR módszertannak. A nedves területek esetében használt GHC HEL kategóriával szemben az ÁNÉR 3 kategóriát (B1a, B5, B24) különít el.

Nagy eltérés látható még a fás vegetációnál, cserjések esetében, ahol a GHC MPH kategóriája megfelel az ÁNÉR P2a, P2b kategóriájának. Az FPH élőhely összesen 4 kategóriát fed le az ÁNÉR módszertan (S2, S4, RB, J4) alapján. Egyértelműen látszódik, hogy a GHC szintű osztályozás egyszerűbb, mint az ÁNÉR kategóriával végzett térképezés, így az előbbi lehetővé teszi a nemzetközi értékelést.

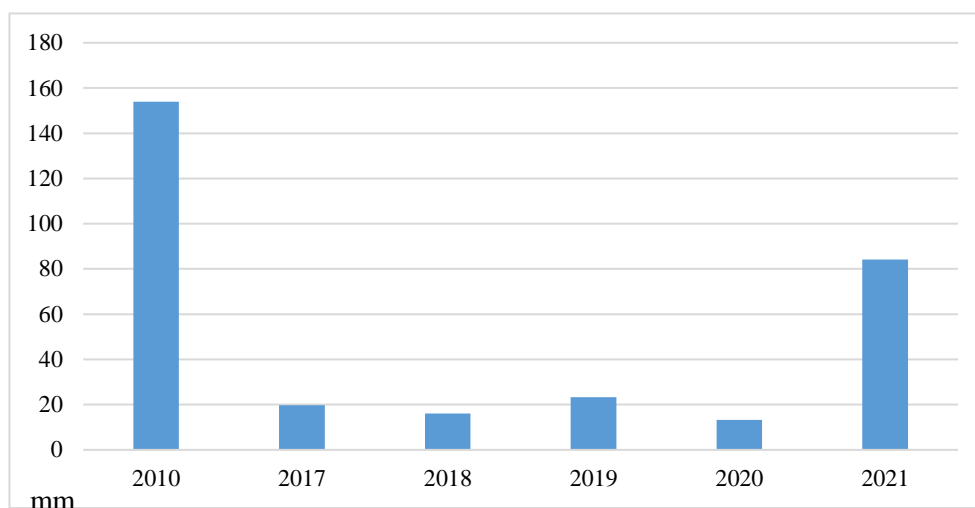
ÁNÉR kategóriák	Élőhely neve magyarul	ÁNÉR kategóriákkal megegyező GHC Kategóriák
B1a	Nem tűzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások	EHY/HEL, HEL
B5	Nem zsombékoló magassásrétek	HEL
D34	Mocsárrétek	HEL
H5b	Homoki sztyeprétek	CHE
P2b	Galagonyás-kökényes-borókás száraz cserjések	MPH
P2a	Üde és nedves cserjések	MPH
J3	Folyómenti bokorfűzes	TPH
J4	Fűz-nyár ártéri erdők	FPH
OB	Jellegtelen üde gyepek	LHE
OC	Jellegtelen száraz-félszáraz gyepek	LHE, CHE
RB	Őshonos fafajú puhafás jellegtelen vagy pionír erdők	FPH
S2	Nemesnyárasok (csak definíció)	FPH
S4	Ültetett erdei- és feketefenyvesek (csak definíció)	FPH
T1	Egyéves, intenzív szántóföldi kultúrák (csak definíció)	CRO
U8	Folyóvizek (csak definíció)	
U7	Homok-, agyag-, tőzeg- és kavicsbányák, digó- és kubikgördrök, mesterséges löszfalak (csak definíció)	ART
U9	Állóvizek (csak definíció)	
U11	Út- és vasúthálózat (csak definíció)	ART

42. ábra ÁNÉR és GHC kategóriáinak összevetése

4.4. Sentinel-2A műhold adatok bemutatása és értékelése

4.4.1. Országos meteorológiai adatok elemzésének eredménye

A szakirodalom alapján a különböző évek csapadékviszonyait is vizsgáltuk. A megfelelő műholdadatok lekérése után az Országos Meteorológiai Szolgálat (mely 1901 óta rendelkezik csapadékadatokkal) a mintaterülethez legközelebb eső adatállomás megfigyelései is elemzésre kerültek. 2010 a vizsgált periódus legnedvesebb éve (MET 2012), míg 2020 a harmadik legszárazabb év (MET 2021). 2021 tavaszi aspektusa ugyancsak nagyon nedves időszak volt. A vizsgálatához Tésa mérőállomás adataihoz kértem betekintést, mely a legközelebb esik a vizsgálati területhez a vizsgált időintervallumban. Az adatok elemzésénél mindegyik műholdkép felvételének időpontját megelőző harminc nap átlagát a következő grafikon szemlélteti. A 2010-es év esetében, ahol még nem álltak rendelkezésre a műhold adatok, a tavaszi aspektust a cönológiai felvételezést megelőző 30 napos intervallumot vizsgáltam.

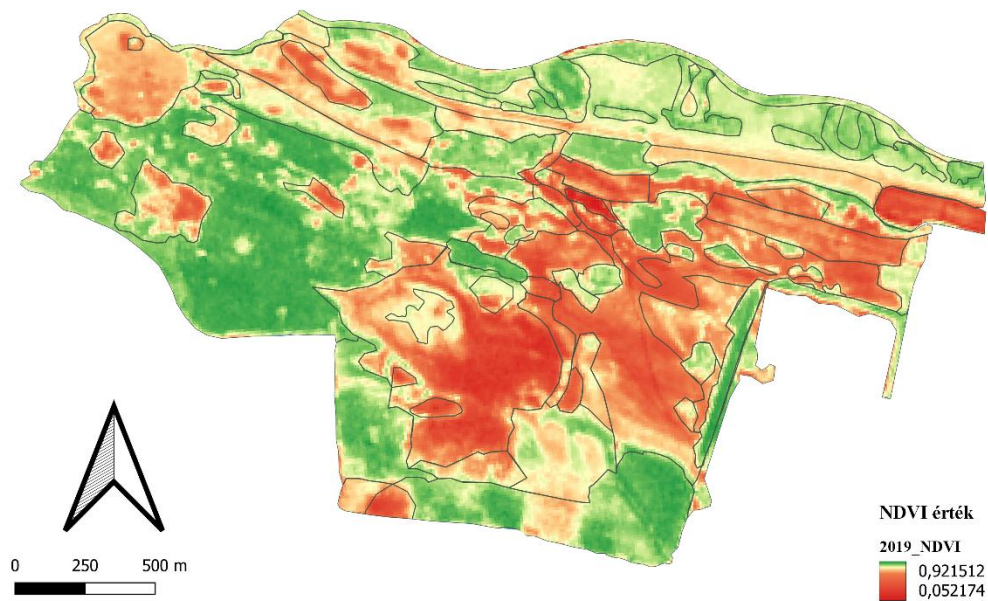


43. ábra Csapadékátlagok a felvételezést megelőző 30 napban az Országos Meteorológiai Szolgálat adatai alapján

4.4.2. A műholdadatok összevetése az ÁNÉR kategóriarendszerével

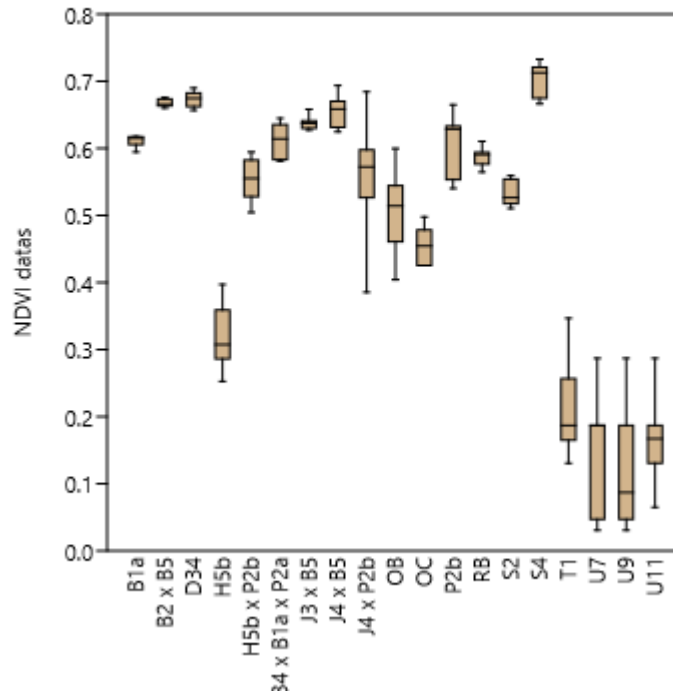
A műholdadatok és ÁNÉR kategóriák összehasonlításához a satellit felvételek közül egy késő nyári aspektust választottam, hogy a vegetáció fejlettsége már megfelelő legyen és a nyári gyepekisülés után is regenerálódni tudjon az élőhely. A rendelkezésre álló felvételek közül a 2019-es évet választottam, hiszen ez volt a vizsgált évek közül a közepesen csapadékosnak tekinthető. Az ÁNÉR besorolás szerint az állóvizek (U9) kategória ezért a 0,08-0,55 közötti NDVI tartományban látható. A negatívánál magasabb érték ebben az esetben azért lehetséges, mert biológiai aktivitás van a területen, de a reflektancia értéke rendkívül alacsony a klorofill hiányos területek miatt (Didan K. 2015). Ez tapasztalható az intenzív szántóföldi kultúrák (T1) esetében is. Az utak és szélesebb ösvények területén (U11), ahol szintén alacsony a növényi biomassza tömege, hasonlóan az előző kategóriában szereplővel. Az NDVI értékek magasabb értéket mutatnak, ahol a növényi aktivitás magasabb, illetve a növény fenológiai fázisa növekedési periódusban van. A szárazabb társulások esetében is alacsony NDVI értéket láttunk többek között a homoki sztyeprétek (H5b) esetében is. A mocsárréti vegetáció (D34) jól elkülönül a fűz-nyár ártéri erdő (J4) és a galagonyás-kökényes-borókás száraz cserjés (P2b) vegetáció-komplex típusoktól az Ipoly-mentén. A fás vegetációnál nem mutatott ilyen egységes képet, ahol egyes fajösszetételű állományok, a fenológiai fázis függvényében más NDVI kategóriák szerepelnek egy lehatárolt élőhely kategóriában.

Dejtár határában található vizsgálati terület 2019. őszi NDVI műholdadatok szerint színezve



45. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2019. őszi NDVI műholdadatok szerint színezve

Mindegyik kategória 20 random NDVI pixel adatát vettem össze, melyet boxplot ábrán szemléltettem. Látható, hogy az állóvíz (U9) és az urbanizált területek (U7, T1) is jól elkülöníthetők a természetes élőhelyektől. A természetes társulások közül teljesen elkülönül a homoki sztyeprét (H5b), majd a galagonyás-kökényes-borókás száraz cserjés (P2b) és a jellegtelen száraz-félszáraz gyepek komplexei (OC) mutatták a legalacsonyabb NDVI értékeket. A fátlan vizes élőhelyek (B5 komplexek, B1a) egységesen 0,61 körüli értéket mutattak, míg a mocsárréti (D34) kategóriánál kiugróan magas 0,69 NDVI érték látható a gyepes élőhelyek közül, melynek oka a magas biomassza produkció (Burai et al. 2016). A fás vegetáció típusba sorolható társulások magasabb értéket mutattak. A folyómenti bokorfüzesek (J3), ültetett erdei- és feketefenyvesek (S4), őshonos fafajú puhafás jellegtelen vagy pionír erdők, valamint, a fűz-nyár ártéri erdők (J4) vegetáció komplex 0,66 értéket mutattak. A gyepgazdálkodási szempontból fontos nedves és száraz gyepterületek NDVI értékei jól elkülönülnek. A száraz gyepek nem egységesek, melynek a háttérben a gyepeket alkotó fajok állnak, míg a száraz gyepekben a *Corinephorus canescens*, a *Festuca ovina*, *F. rupicola* és *Stipa borysthenica* fajok mennyisége jelentősebb.



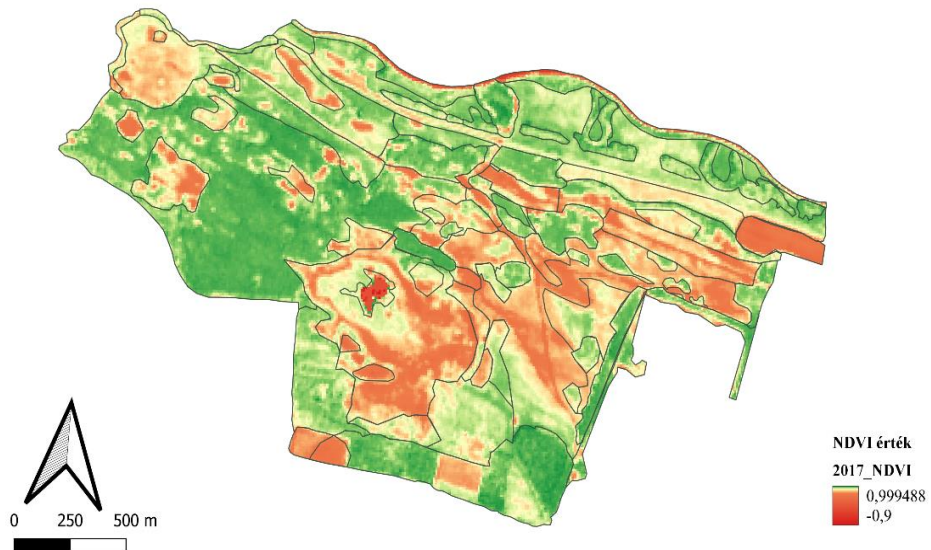
46. ábra ANÉR kategóriák NDVI adatai eltérésének bemutatása boxplot ábrán

4.4.3. Normalizált vegetáció index (NDVI) adatok értékelése 2017 és 2021 közötti időszakban

Elsőként a gyakran alkalmazott normalizált vegetációs indexet (NDVI) választottam abból a célból kifolyólag, hogy szélesebb képet kaphassunk a vegetáció aktuális állapotáról a vizsgált években. Továbbá az is érdekelt, hogy található-e esetleges összefüggés az élőhelykategóriák és a kvantilis index adatok között. A térképeken egységesen a zöld szín mutatja a területek legmagasabb értékét, mely nem haladja meg az 1-et, míg a sárgától a piros felé haladva az egyre alacsonyabb értékek láthatóak. A mínusz érték a biológiai aktivitás hiányát mutatja. A vizsgált terület középső részén a tó területe minden évben piros színnel jelzett, az árnyalatok abban az esetben világosabbak, ha biológiai aktivitás is észlelhető volt a területen. A gyepterületek, mely a vizsgálati térszín jobb oldalára esik, szinte minden évben pirossal jelzett, ebből jól kiemelkednek az ösvények is, mely bebizonyítja azt az állítást, hogy antropogén területek ez alól kivételt képez a 2021-es térkép, ahol csak halványan figyelhető meg ezen utak jelenléte. Az ANÉR szerinti T1-es területen is jól látható a vetés eredménye, illetve, hogy mely években hagyták parlagon a területet. Miután a műhold adatokat összevettem a meteorológiai eredményekkel jól látszódik, hogy melyik évben melyik terület volt a legkitettebb szárazság szempontjából. A 2020 (47. ábra) években a száraz homoki gyepeket és a *Phragmites australis* által dominált területen (B1a) is rendkívül alacsony értéket mutatott, mely zavaró eredményt adhat a homoki gyepek azonosításánál és a nedves területek kimutatásánál. Ez az eredmény valószínűsíthető, hogy a *Phragmites australis* előző évi elszáradt biomassza magas tömege miatt

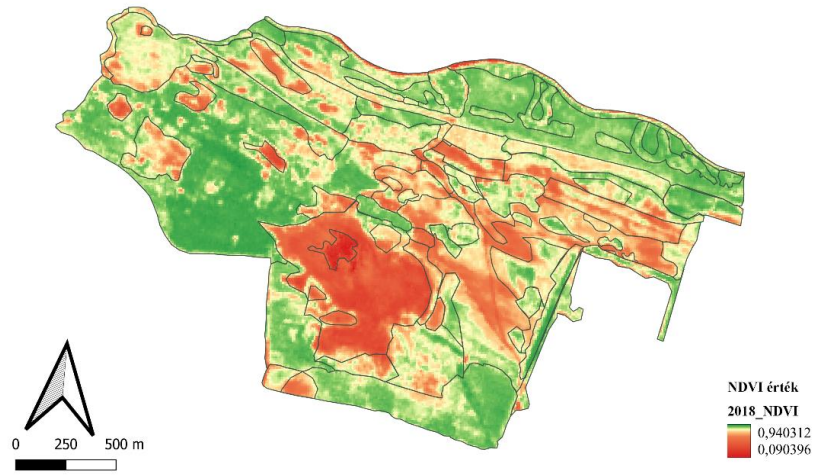
jelentkezett. Ezért a Green NDVI index használatával próbáltam igazolni e megfigyelést. A meteorológiai adatok eredménye és a műholdképek között korreláció látható, ugyanis azokban az években, mikor nagyobb volt a mért csapadék, sokkal magasabb biológiai aktivitás figyelhető meg, amit főképp a 2019-es és 2021-es években látható.

Dejtár határában található vizsgálati terület 2017-ben NDVI műholdadatok szerint színezve



48. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2017-ben NDVI műholdadatok szerint színezve

Dejtár határában található vizsgálati terület 2018-ban NDVI műholdadatokat szerint színezve



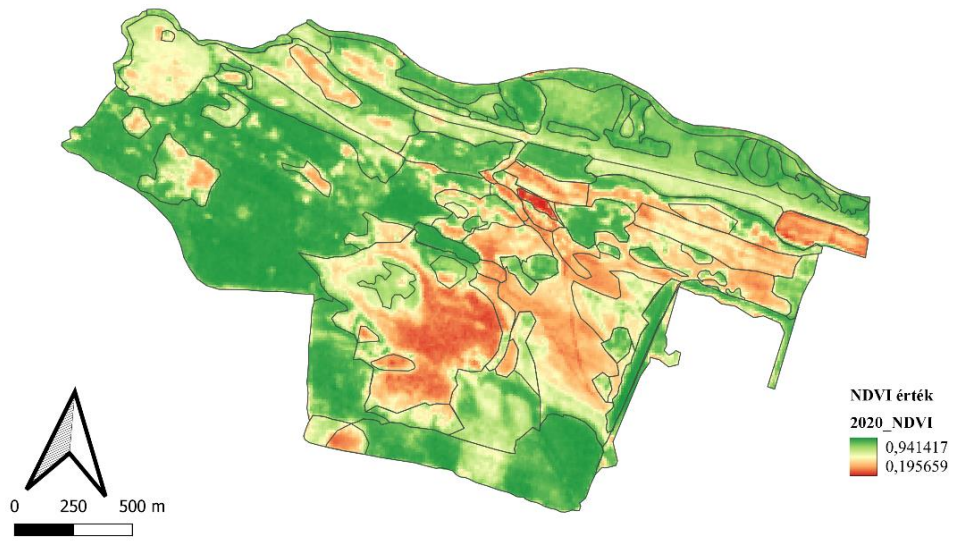
49. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2018-ban NDVI műholdadatokat szerint színezve

Dejtár határában található vizsgálati terület 2019-ben NDVI műholdadatokat szerint színezve



50. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2019-ben NDVI műholdadatokat szerint színezve

Dejtár határában található vizsgálati terület 2020-ban NDVI műholdadatokat színezve



51. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2020-ban NDVI műholdadatokat színezve

Dejtár határában található vizsgálati terület 2021-ben NDVI műholdadatokat színezve

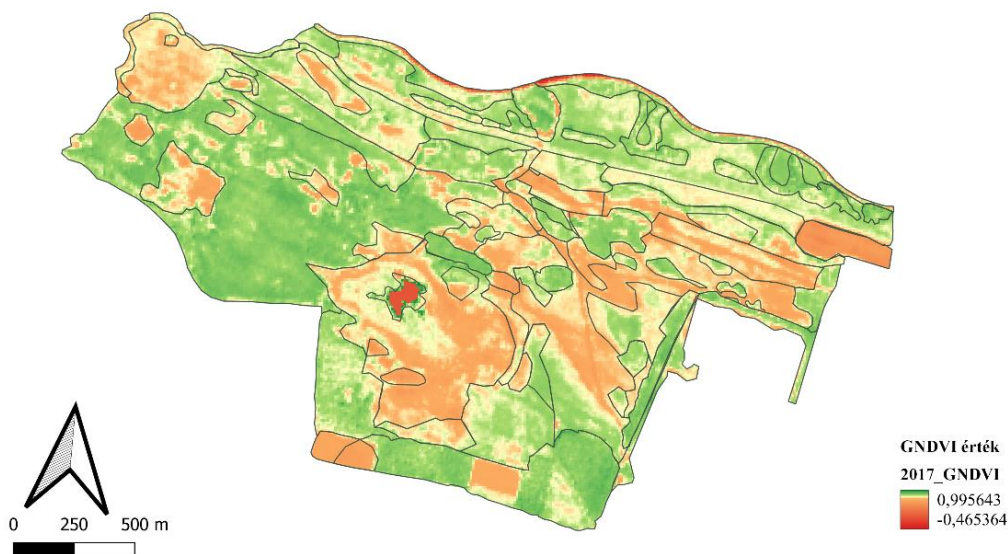


52. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2021-ben NDVI műholdadatokat színezve

4.4.4. Zöld normalizált vegetáció index (GNDVI) adatok értékelése 2017 és 2021 közötti időszakban

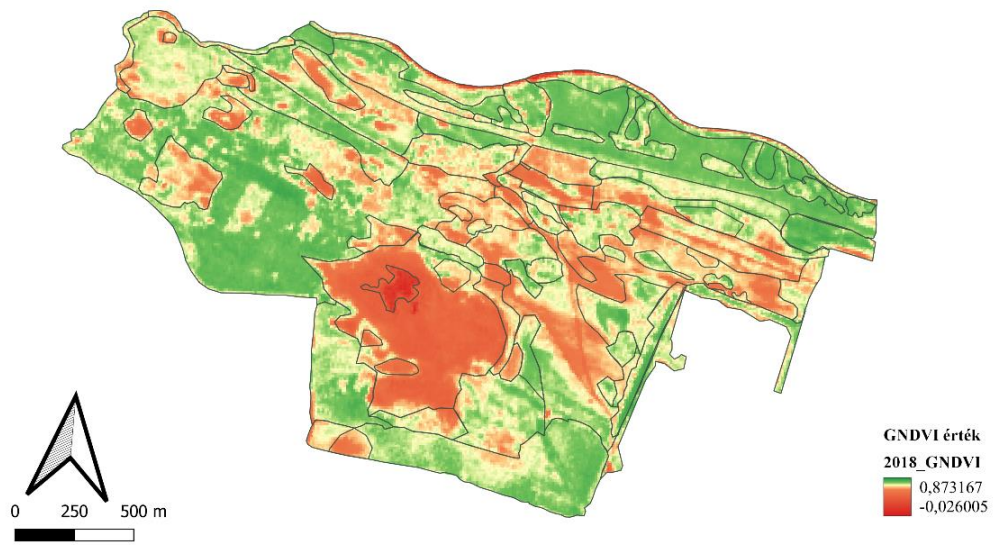
Az NDVI indexhez képest érzékenyebb a klorofill koncentrációra a zöld normalizált vegetációs index (GNDVI). A szakirodalom szerint leginkább a depressziós és az előregedett növényzet felmérésére használják. A száraz gyepterületek és az elszáradt növényi biomasza kimutatása céljából alkalmaztam a vizsgálatban. A színskála, hasonlóan az NDVI indexhez lett színezve, a piros szín és árnyalatai mutatják az alacsony biológiai aktivitást, míg a zöld és árnyalataival jelölt területek a magas biológiai aktivitásra utalnak. Az NDVI eredményekhez képest a GNDVI index jobban bemutatja a csapadékban gazdagabb 2021-es év vegetációját, itt 0.5-0.9 közötti értékeket mutat. A meteorológiai adatokhoz hasonlóan 2020-as évben volt a legalacsonyabb a biológiai aktivitás a területen, ami leginkább a nádas (B1a) és a gyepek (H5b) területén látszódik.

Dejtár határában található vizsgálati terület 2017-ben GNDVI műholdadatok szerint színezve



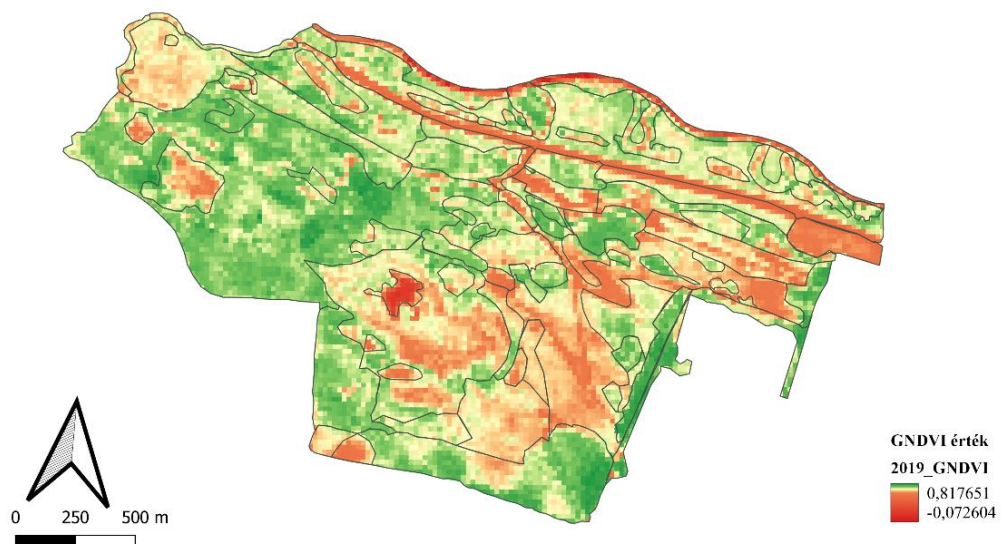
53. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2017-ben GNDVI műholdadatok szerint színezve

Dejtár határában található vizsgálati terület 2018-ban GNDVI műholdadatokat szerint színezve



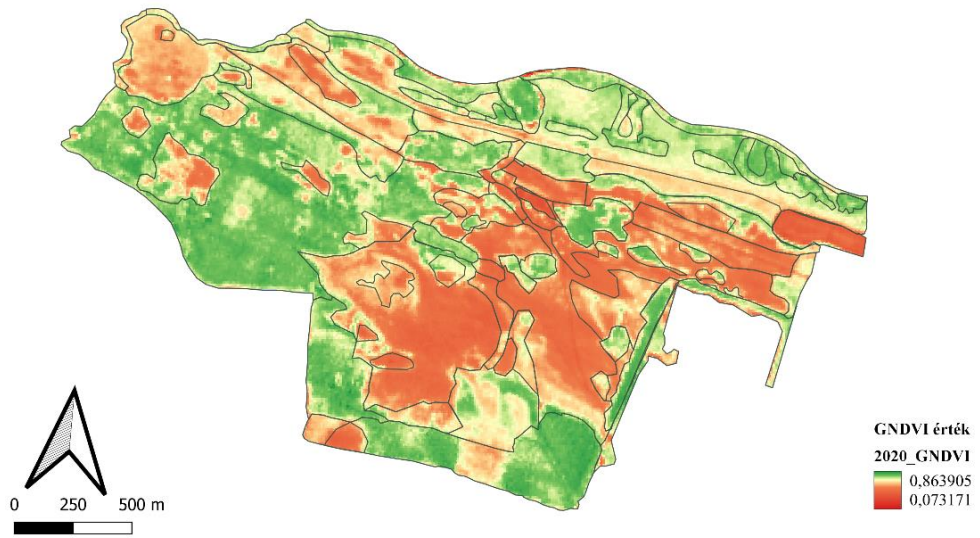
50. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2018-ban GNDVI műholdadatokat szerint színezve

Dejtár határában található vizsgálati terület 2019-ben GNDVI műholdadatokat szerint színezve



51. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2019-ben GNDVI műholdadatokat szerint színezve

Dejtár határában található vizsgálati terület 2020-ban GNDVI műholdadatok szerint színezve



52. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2020-ban GNDVI műholdadatok szerint színezve

Dejtár határában található vizsgálati terület 2021-ben GNDVI műholdadatok szerint színezve

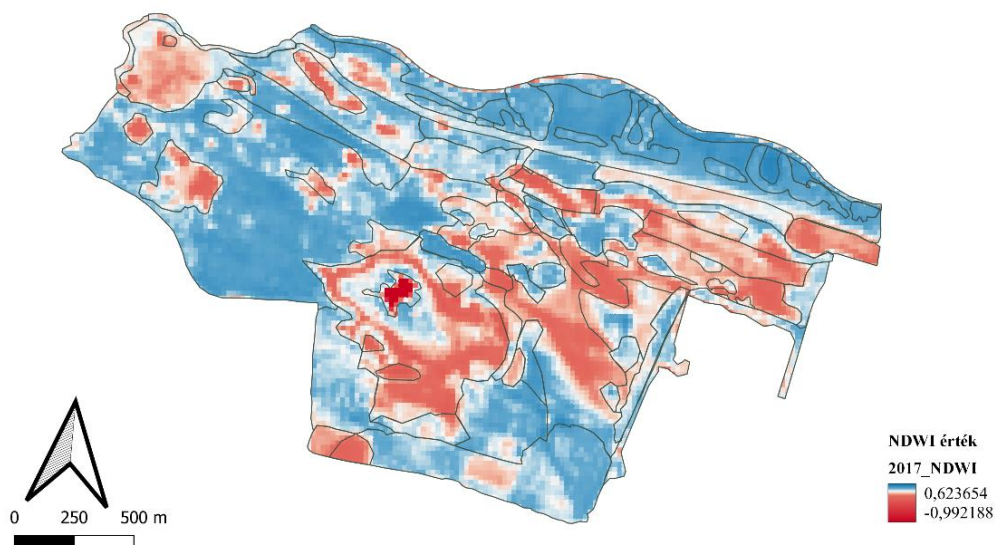


53. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2021-ben GNDVI műholdadatok szerint színezve

4.4.5. Normalizált vízkülönbség index (NDWI) adatok értékelése 2017 és 2021 közötti időszakban

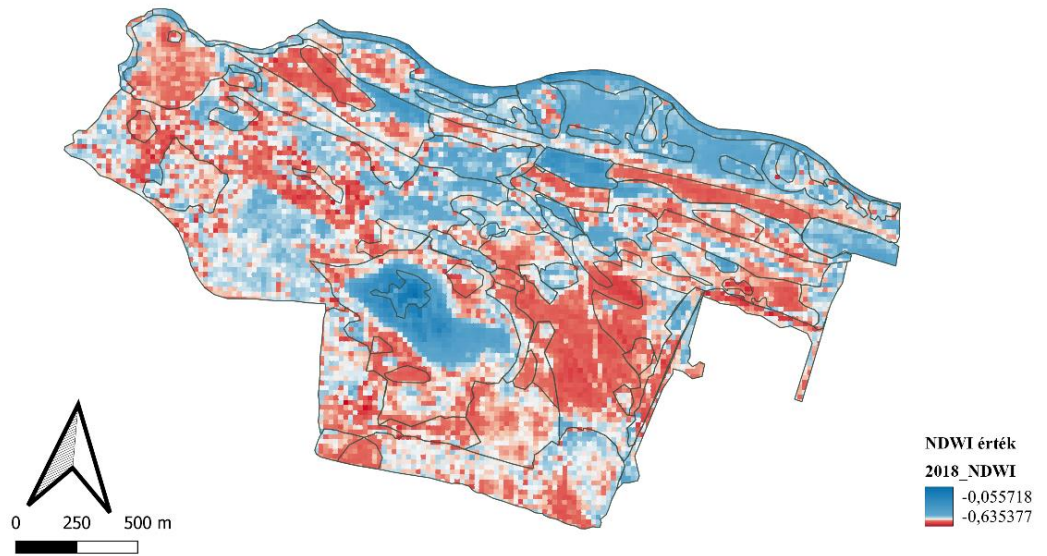
Az aszály által sújtott területek növényzetének nyomon követéséhez használják a gyakorlatban az NDWI indexet. Ennél az indexnél más színskálát használtam, ebben az esetben a magas értéket kézzel, míg a piros szín az alacsony értéket mutatja. A nádas (B1a) és a gyepterület (H5b, H5a, G1) a 2018-as felvétel kivételével nagyon szépen kirajzolódik. A 2018-as térképnél az összes mintaterületnél nagy arányban fordulnak elő száraz foltok. A 2021-es felvételen a tavat kivéve mindegyik élőhely nedvességgel telt. Az index nagyon jól mutatja a növényzet mezofill rétegében található víztartalmat, de a vízfelület kimutatására egy másik indexet alkalmaztam, ami megmutatja, hogy az adott területen valóban vízfelület vagy esetleges üres folt található. A 2020-as NDWI felvétel is alátámasztja a GNDVI eredményeit, a területen leginkább a sztyeprét és a mocsárréti vegetáció volt a legérzékenyebb a csapadék mennyiség csökkenésére.

Dejtár határában található vizsgálati terület 2017-ben NDWI műholdadatok szerint színezve



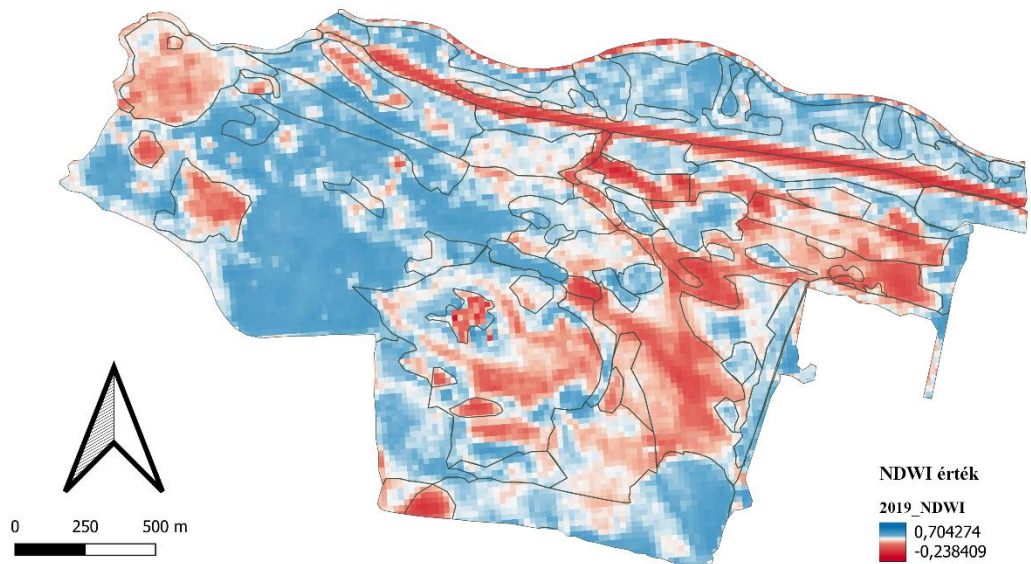
54. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2017-ben NDWI műholdadatok szerint színezve

Dejtár határában található vizsgálati terület 2018-ban NDWI műholdadatok szerint színezve



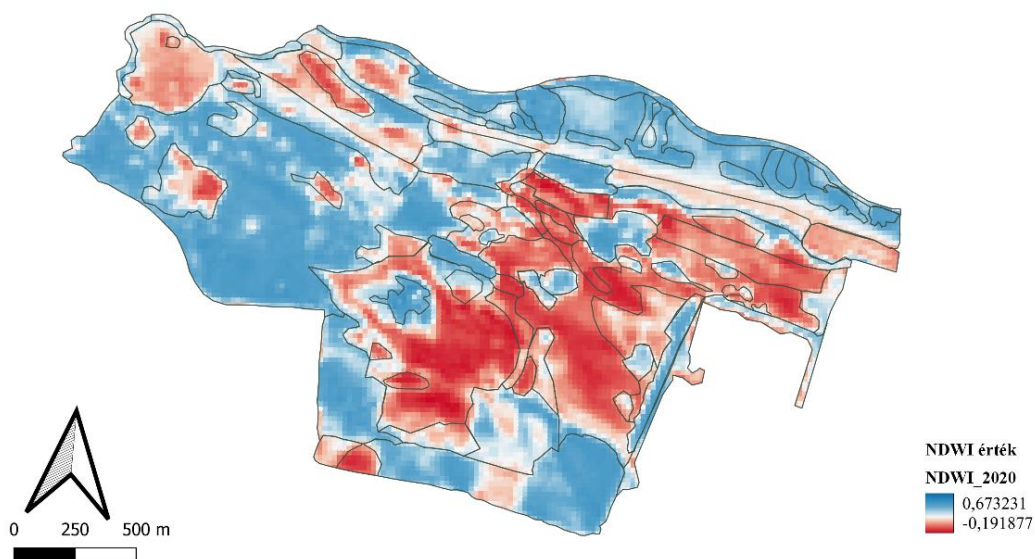
55. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2018-ban NDWI műholdadatok szerint színezve

Dejtár határában található vizsgálati terület 2019-ben NDWI műholdadatok szerint színezve



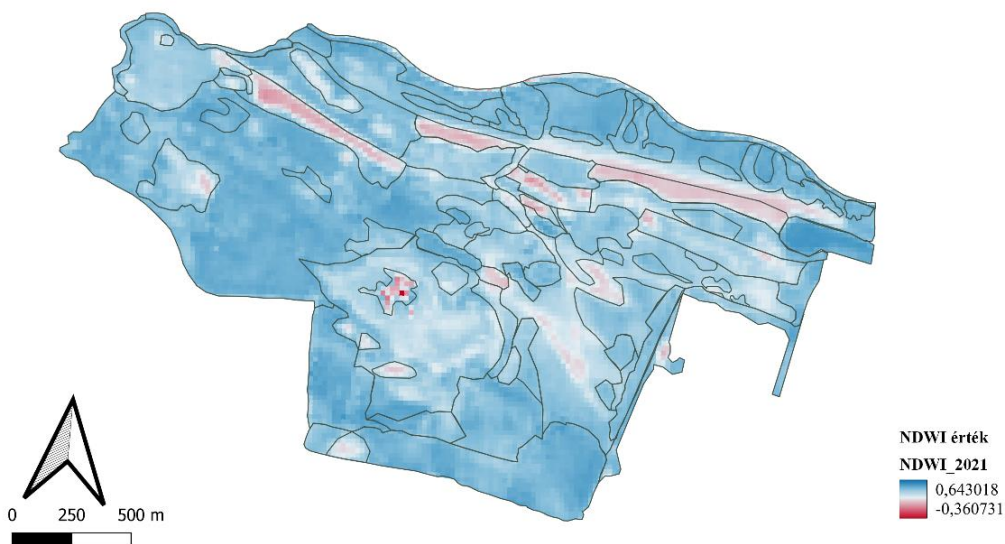
56. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2019-ben NDWI műholdadatok szerint színezve

Dejtár határában található vizsgálati terület 2020-ban NDWI műholdadatok szerint színezve



57. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2020-ban NDWI műholdadatok szerint színezve

Dejtár határában található vizsgálati terület 2021-ben NDWI műholdadatok szerint színezve

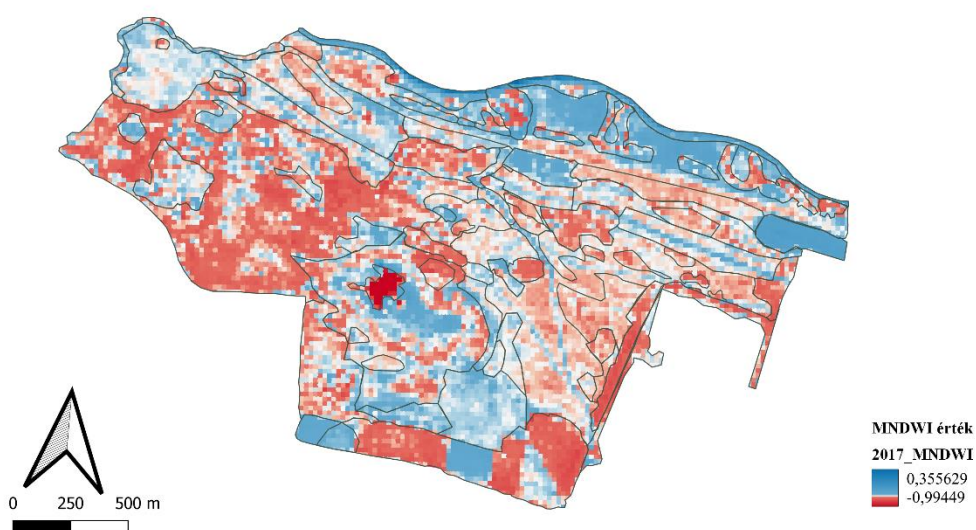


58. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2021-ben NDWI műholdadatok szerint színezve

4.4.6. Módosított normalizált vízkülönbség index (MNDWI) adatok értékelése 2017 és 2021 közötti időszakban

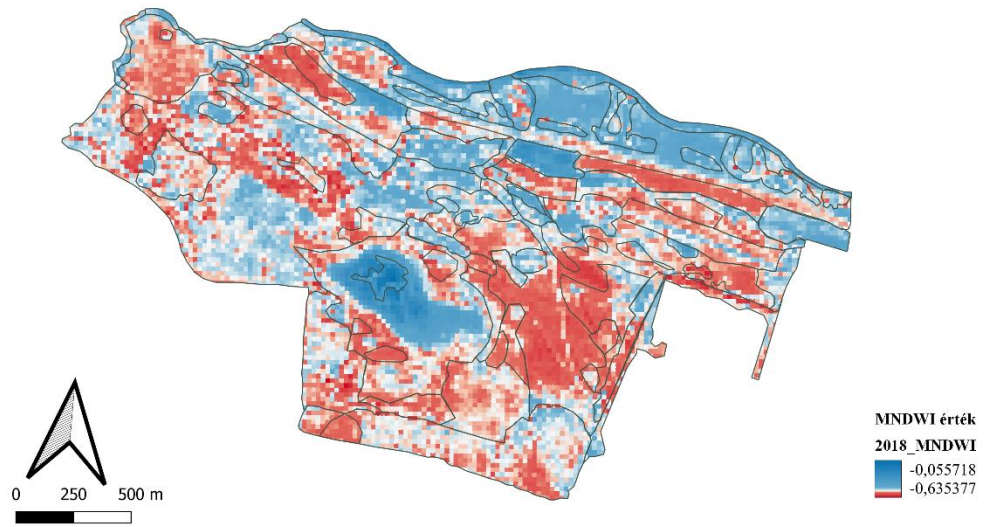
A módosított normalizált vízkülönbség indexet ellenőrzésként használtam, hogy azok a vízfelületek is egyértelműen bemutathatóvá váljanak, ami az NDWI indexszel félreérthetőek lennének. A mintaterület középső részén elhelyezkedő vízfelület (B1a × U9) mindegyik évben nagyon jól körül rajzolható, kivéve a 2017-es évet, amikor a tó szinte kiszáradt. Összehasonlítva a különböző éveket a 2021-es időszakban volt a legmagasabb a vízborítás a területen, míg a 2018-as év volt a legszárazabb.

Dejtár határában található vizsgálati terület 2017-ben MNDWI műholdadatokat színezve



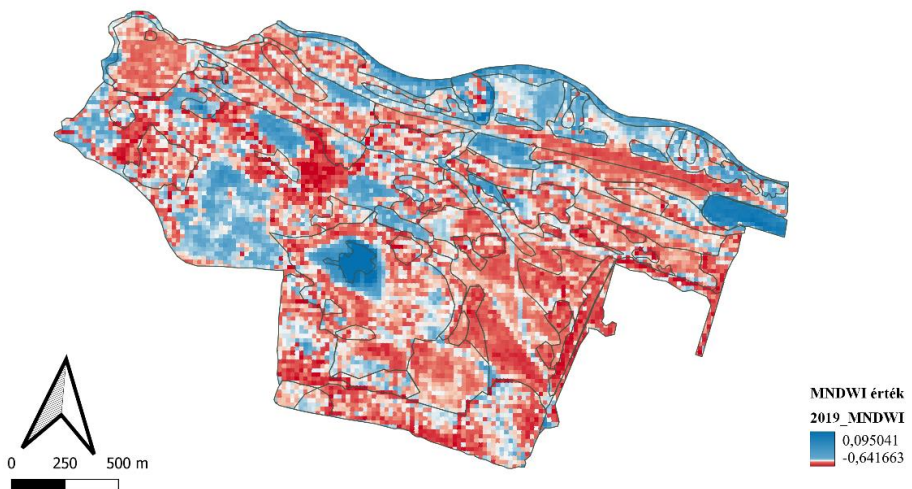
59. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2017-ben MNDWI műholdadatokat színezve

Dejtár határában található vizsgálati terület 2018-ban MNDWI műholdadatok szerint színezve



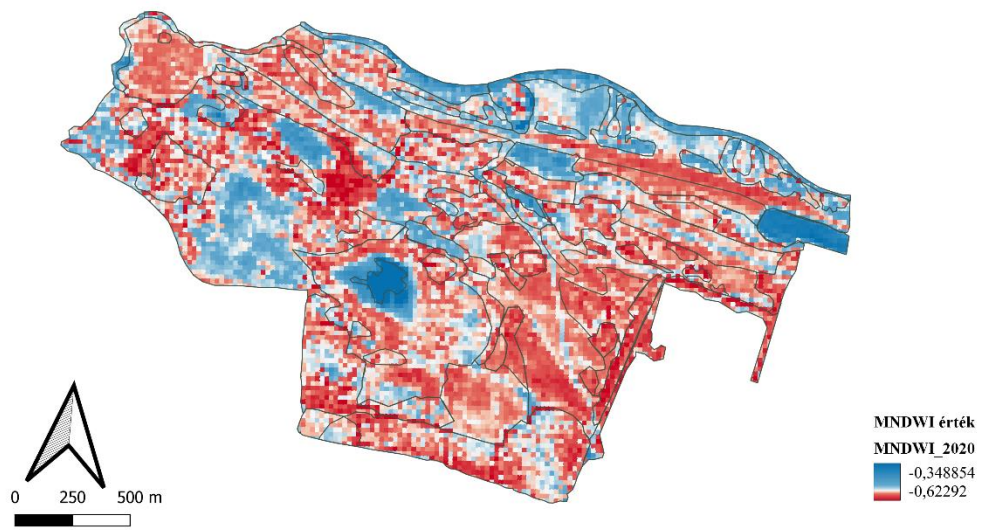
60. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2018-ben MNDWI műholdadatok szerint színezve

Dejtár határában található vizsgálati terület 2019-ben MNDWI műholdadatok szerint színezve



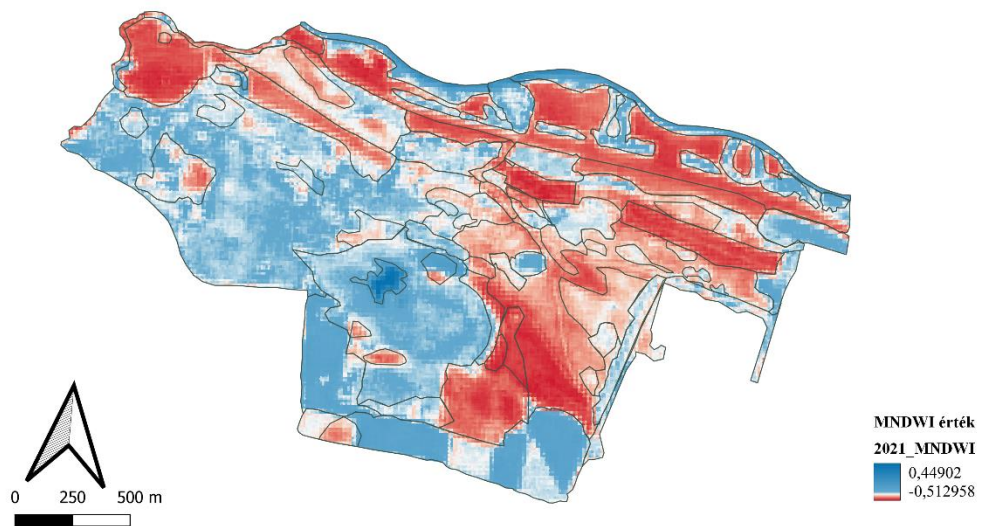
61. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2019-ben MNDWI műholdadatok szerint színezve

Dejtár határában található vizsgálati terület 2020-ban MNDWI műholdadatok szerint színezve



62. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2020-ban MNDWI műholdadatok szerint színezve

Dejtár határában található vizsgálati terület 2021-ben MNDWI műholdadatok szerint színezve



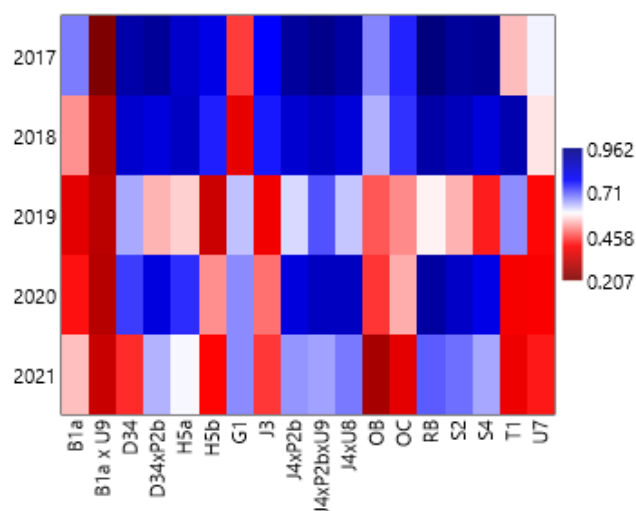
63. ábra Dejtár határában található vizsgálati terület 2021-ben MNDWI műholdadatok szerint színezve

4.4.7. A műhold adatokból generált index adatok és élőhelyterképek statisztikai eredményei

A többcélú indexek használatával lehetőség nyílik az egyes időszakok közötti változások nyomon követésére. Az élőhelyterképek kategóriáit mindkét módszertan szerint (ÁNÉR, GHC) összevettem a dolgozatban felhasznált többcélú indexekkel. Az értékeléshez minden kategóriából 20 random pontot választottam ki, majd mátrix plotot használtam, mely a felhasznált adatmátrix kétdimenziós diagramja, melyet egy kék-piros színskála szemléltet, korrelációt alkalmazva, a legnagyobb érték a kék, míg a legalacsonyabb érték piros színskálát mutat. Kontúrozást tartalmaz. Áttekintő képet ad egy nagy adatmátrixról. A hiányzó értékek üresként jelennek meg (lehetővé teszik a lyukakat és a nem négyzetes határvonalak bemutatását).

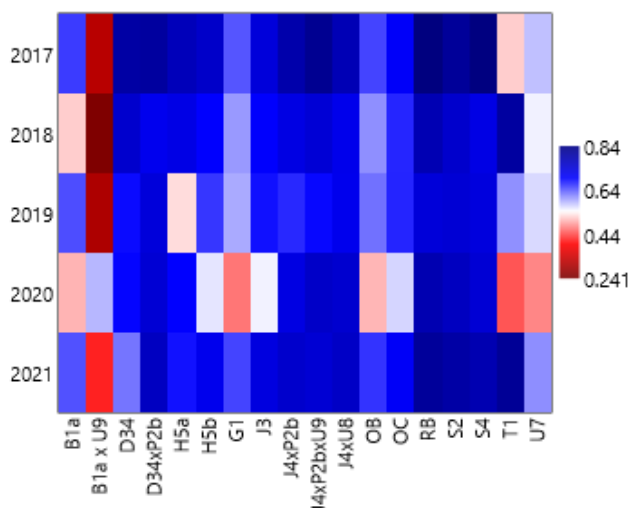
4.4.7.1. ÁNÉR kategóriák és műhold adatokból generált indexek mátrix plot eredményei

Az ÁNÉR kategóriák közül a vizsgálati területen található 18 legelterjedtebb kategóriát választottam ki. Az NDVI mátrix plot (64. ábra) eredményei alapján a B1a kategória esetében alacsony érték tapasztalható, valószínűleg a *Phragmites australis* előző évi elszáradt magas borítási értéke miatt. A B1a × U9 kategória komplex esetében minden évben egységesen alacsony értéket mutat, ez a víztér miatt lehetséges, az érték pozitív maradt a vízi növényzet alacsony borítása miatt. A gyepek közül leginkább a H5b területén tapasztalható alacsony érték, ezek a területek voltak kitéve leginkább a legelési nyomásnak. Az alacsony vegetációs aktivitás az antropogén homokbánya területén (U7) minden évben látható.



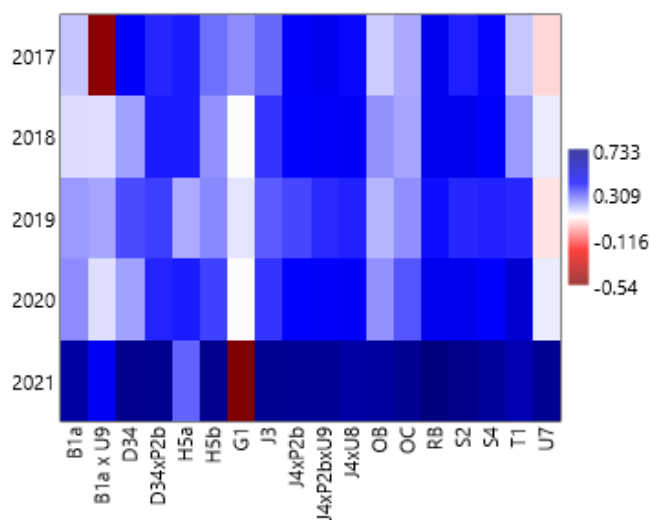
64. ábra ÁNÉR kategóriák és műhold adatokból generált NDVI index eredményei

A Green NDVI matrix plot eredményei alapján a 2020 évben a kategóriák legnagyobb arányában alacsonyabb biológiai aktivitás figyelhető meg. A mocsárréti területen (D34) a 2021-es évben az NDVI esetében alacsony volt az érték, addig a GNDVI esetében azt tapasztaltam, hogy e kategória esetében is volt biológiai aktivitás. Tehát az index használata hasznos, egyes esetek ellenőrzése szempontjából. Az egyéves kultúra (T1) esetében is hasonló tapasztalható.



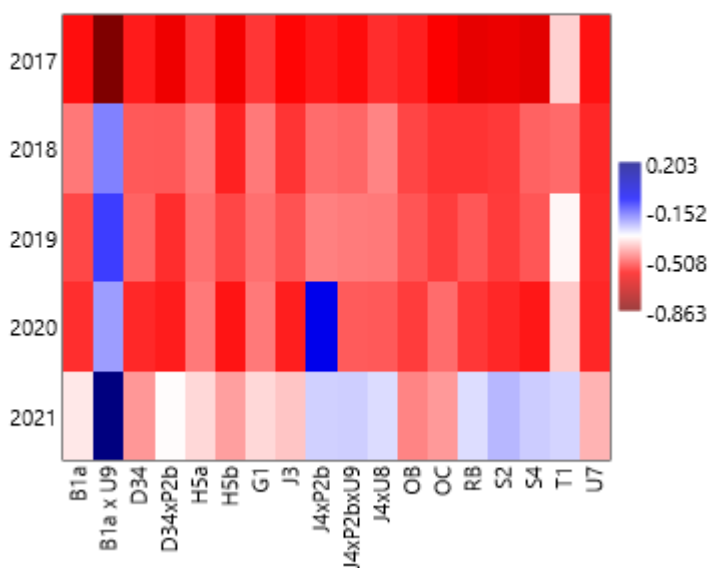
65. ábra ÁNÉR kategóriák és műhold adatokból generált GNDVI index eredményei

Az aszály megfigyelésére gyakran alkalmazott NDWI index mátrix plot eredményein is látható, hogy a 2021-es év volt a leginkább kitett a csapadéknak. A 2021-es évben nyílt homokpusztagyep (G1) mutat alacsony értéket és a 2017 évben a tó területe, ami a szárazságra utal. Ennek ellenőrzésére az MNDWI indexet használtam, amit kifejezetten a vizek kimutatására használnak.



66. ábra ANÉR kategóriák és műhold adatokból generált NDWI index eredményei

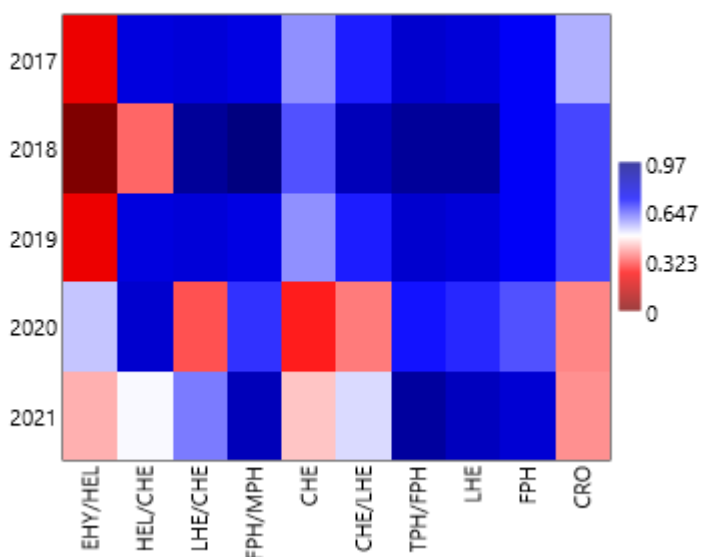
A módosított NDWI mátrix plot eredményei szemléltetik, hogy mely kategóriák területén figyelhető meg vízfelület, így aktuális képet kaphattam a területen elhelyezkedő tórol, mely a B1a × U9 kategória területén helyezkedik el, ami a 2017-es évben nagyon alacsony értéket mutat. A legmagasabb adatok az MNDWI esetében is a 2021-es évben volt mérhető, ami egybeesik az OMSZ adatai alapján összesített legcsapadékosabb időszakokkal.



67. ábra ANÉR kategóriák és műhold adatokból generált MNDWI index eredményei

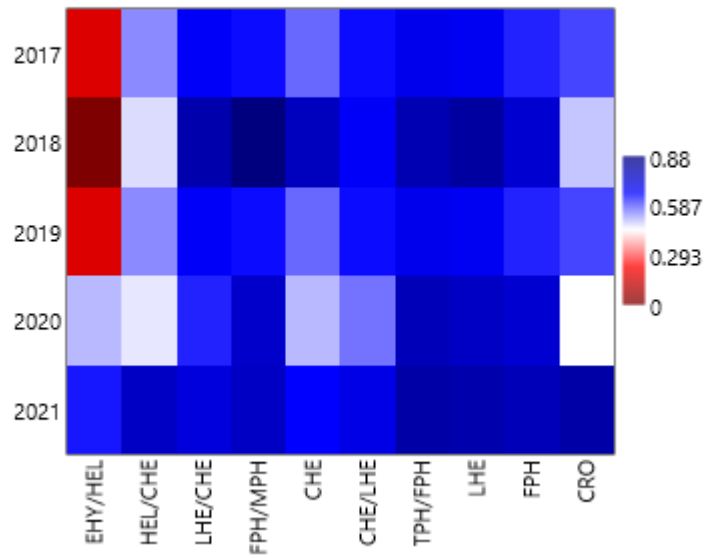
4.4.7.2. GHC kategóriák és műhold adatokból generált indexek statisztikai eredményei

A General Habitat Category (GHC) kategóriák alapján az NDVI mátrix plot eredményei alapján látható, hogy a víz jelenléte befolyásolhatja a növényzeti borítás az eredményét, mint a helophytes életformájú társulásoknál, ahol ahol érték látható a 2021-es évben, ezért a vizes élőhelyek esetében érdekesebb a GNDVI indexet alkalmazni.



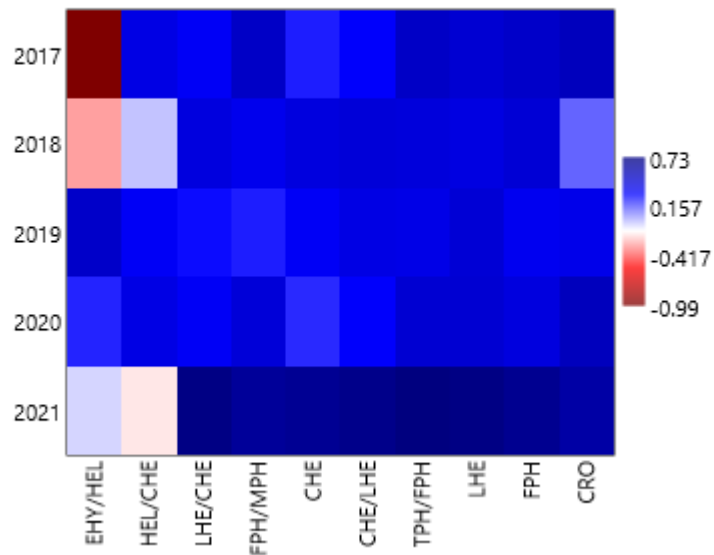
68. ábra GHC kategóriák és műhold adatokból generált NDVI index eredményei

A Green NDVI eredményeinél a 2021-es év esetében tapasztalható a legmagasabb biológiai aktivitás. A fás vegetációkomplexek (TPH/FPH, FPH, FPH/MPH) magasabb értéket mutattak a gyepekhez képest (CHE, CHE/LHE). Alacsony értékek tapasztalhatóak a 2017 és 2019-es évek között a tó területén (EHY/HEL), ami a területen található *Phragites australis* a felvételt megelőző év elszáradt biomasszájának köszönhető.



69. ábra GHC kategóriák és műhold adatokból generált GNDVI index eredményei

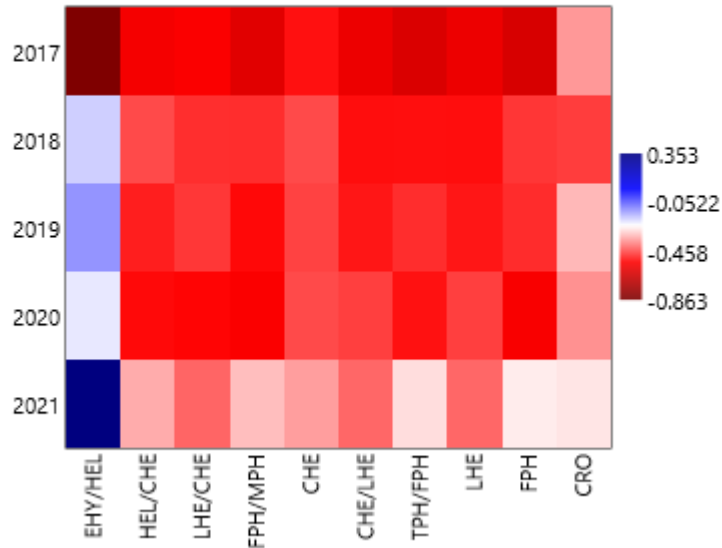
Az NDWI index mátrix plot eredményein is látható, hogy a 2021-es év volt a leginkább kitett a csapadéknak. A 2017-es adatok a tó (EHY/HEL) esetében, hasonlóan az ÁNÉR kategóriához alacsony értéket mutat.



70. ábra GHC kategóriák és műhold adatokból generált NDWI index eredményei

A módosított NDWI mátrix plot eredményei a GHC kategóriák esetében is jól szemléltetik, hogy mely kategóriák területén figyelhető meg vízfelület, így aktuális képet kaphattam a területen elhelyezkedő tó (EHY/HEL) területéről. A legmagasabb

adat a 2021-es évben volt mérhető, ami egybeesik az OMSZ adatai alapján összesített legcsapadékosabb időszakokkal.



72. ábra GHC kategóriák és műhold adatokból generált MNDWI index eredményei

Összességében elmondható az ÁNÉR és GHC kategóriarendszerét összehasonlítva, kevesebb kategória esetén is hasonló eredmények tapasztalhatók a vizsgált területen. A gyepes, fás, szántó és vízes területek jól elkülönülnek egymástól. A gyepes kategóriák között lehetőség nyílik különbséget tenni, de a lehullott csapadék befolyásolja az eredményeket.

4. Következtetések és javaslatok

Az Ipoly-völgy dejtári rész élőhelyfoltjainak a megjelenése, mozaikossága azt igazolja, hogy a térszín nagyon érzékeny a vízellátásra, a domborzatra és a talaj kémhatására. A mélyebben fekvő térszínen összefüggő, zömmel egyéni hazai élőhelyekre is jellemző komplex foltok jelennek meg (Malatinszky et al. 2013, Penksza et al. 2012, Uj et al. 2015), valamint a térszínen megjelenő mélyedésekben nedves, mocsári, lápi vagy vízhez kötött vegetáció foltok alakulnak ki, ami általánosságban is (Körner 1998, Courtwright és Findlay 2011, Bátori et al. 2014) jellemző, de a Kárpát-medence központi területére különösen. A vízszint állása ezért is fontos, ami változatos és fajgazdag vegetáció megjelenéshez vezet (Tölgyesi et al. 2014, Erdős et al. 2014, Bátori et al. 2014).

Az átmeneti sávokat elsősorban a Kárpát-medence központi Nagyalföld területén vizsgálták. A jelen megjelenési adatok alapján ezek a tipikus pannon vegetáció típusok állományai északi előfordulási határán is hasonló környezeti, víz és talajviszonyok között hasonló átmeneti állapotok alakulhatnak ki. Ezen túl két vegetáció típust is felfedeztünk a Pannon régióban új előfordulásként (Járdi 2021), ami a területi hasznosítás következtében jelenthetett meg, mint a medence keleti (Nyírség) területén (Borhidi et al. 2012). A homoki terület vizsgálata során a Pannon régióra két új előfordulásként sikerült savanyú homoki területet találni, eddig csak a Pannon régió nyugati (Alföld), délnyugati (Belső-Somogy) és keleti (Nyírség) területén volt ismert (Borhidi 2003, Borhidi et al. 2012). A domináns fajok között megjelent a *Corinophorus canescens*, *Jasione montana*, *Veronica ssp.*, viszont egyik meghatározó faja a *Festuca vaginata* nem fordult elő, a domináns *Festuca* taxon, a zártabb állományokban a *Festuca pseudovina* volt, ami egyben degradáltságot is jelez (Borhidi 1995, Simon 2000, Soó 1964), a *Festuca rupicola* előfordulása pedig a hűvösebb, környezeti viszonyokat, klímatis hatásra utal (Pongrácz et al. 2009). Mindazonáltal a terület túllegeltetése is észlelhető. Az adatok természetvédelmi értékkategóriák (TVK) alapján azt mutatják, hogy a természetes zavarástűrők (TZ) aránya 2021-re mindegyik mintaterületen emelkedett. A legeltetés szempontjából hátrányos, hogy egyes részeken túl kevés a pázsitfű, és sok a kétszikű borítottsága, amiket a szarvasmarhák elenyésző mennyiségben fogyasztanak. A túllegeltetés okán ehhez társul a kedvelt fajok borítási arányának csökkenése (Penksza 2008). Ezt az állítást megerősíti a Raunkiaer féle életformák szerinti besorolás eredményei, mely szerint a hemikryptophita (H) lágyszárúak aránya a 2020 és 2021-es évekre növekedett mindegyik területen.

A fenti megállapítás is egyértelművé teszi, hogy a fenntartásnak fontos szerepe van az élőhely megőrzése tekintetében. A 2017 és 2021 között végzett cönológiai felvételezés DCA elemzése alapján látható, hogy az elsőként kaszálóként hasznosított (N1, N2) gyepek 10 év legeltetés következtében sokkal egységesebb képet mutatnak a már 20 éve legeltetett területtel (SZ). A zavart és leromlott pihenő (P) területen a mintaegységek közül legnagyobb számban megjelent a védett *Pulsatilla pratensis subsp. nigricans*, habár a pihenő, illetve itató környékén nyílt földfelszín, vagy leromlott vegetáció alakul ki (Evans, 1977, Mackay és Tallis 1996, Komarek 2007a, b, Saláta 2017, Saláta et al. 2011, 2012, 2013, Catorci et al. 2017). Ennek oka a növényben megtalálható mérgező vegyületekben keresendő.

Az ÁNÉR módszertan alapján végzett egyes élőhelytérkép foltjai egyezést mutattak a távérzékelési adatokkal, amik kontrollként is szerepeltek. Az északi homoki sztyeprétek magaslatain előfordulnak a jellemző homoki társulásalkotó fajok is, mint a *Stipa borysthenica*. Ezen túl az egyes foltokon belüli izolált részek is kimutathatók, melyek további információval szolgálnak a területhasznosításról, amely a legeltetés szempontjából gyakorlati jelentőséggel is bír, fenntartásában a tájhasználatnak is nagy jelentősége van, valamint a vegetáció mozaikosságában és sokféleségében egyaránt. Az ÁNÉR módszertannal megfigyelt változások, a Sentinel-2A adataival is alátámaszthatók. A 2010 és 2020 között megfigyelt változásokat a műholdadatok is alátámasztják, melyben megfigyelhető főként a GNDVI és a NDWI térképek esetében a mocsárréti vegetáció csökkenése és a homoki sztyeprét területének növekedése. A Sentinel-2A műhold adatai potenciális lehetőséget rejtenek a természetes élőhelyek térképezése szempontjából (Bekkema 2018, Kaplan 2017, Majasalmi 2016). Megfigyeléseink alapján látható, hogy az egyes élőhely foltok jól elkülöníthetőek az ÁNÉR kategóriák alapján, ezáltal a terepi térképezést megkönnyítik a műholdfelvételek adatai a nehezen megközelíthető területeken, mint ahogy erre mások is felfigyeltek munkájuk során (Burai 2016). A társulástani pontosságú térkép készítése során az egyes vegetáció típusok nem különülnek el egyértelműen, ha nincs szükség ilyen pontosságú élőhelytérképre egy egyszerűbb kategóriarendszer segítségével áthidalható ez a probléma, melyre Burai et al. 2016 munkája során is felhívja a figyelmet és a kutatás eredményei is alátámasztják. Ezzel szemben a törvényszerűségek tisztán kirajzolódnak a vizsgált élőhelyeken, a mezőgazdasági terület homogén képet mutatnak, hiszen a parlagon hagyott nyílt termőföld negatív NDVI értéket mutat (Veloso 2017, Beck 2007). Továbbá a tó (U9) területe is jól értelmezhető az MNDVI index használatával. A térképi megállapításokat a mátrix plot eredményei is alátámasztják. Látható az összefüggő területek között a nedves és száraz foltok markánsan eltérnek egymástól. A homok alapkőzetben található eltérő társulások, mozaikos képet mutatnak (Bekkema 2017,2018). Az egyes foltokon belül izolált részek is kimutathatók, mint a marhák által pihenőhelyként használt terület, melyek további információval szolgálnak a területhasznosításról, amely a legeltetés szempontjából gyakorlati jelentőséggel is bír. A terület eredeti vegetációjának megmaradása érdekében a veszélyeztetett és védett növények és egyben a vegetáció típusok érdekében Maglocký és Feráková (1993) óv a folyószabályozástól, a területek felszántásától, erdőirtásától.

5. Új tudományos eredmények

Elkészült az Ipoly-völgy területén található, Dejtár és Ipolyvece községhatárában elhelyezkedő mintaterületre vonatkozóan az általános élőhelyosztályozás módszertanát és kategóriarendszerét felhasználva az ÁNÉR térképe. Elkészült az európai élőhelyosztályozási rendszer (GHC) szerinti osztályozás a vizsgált területről. Összehasonlítva az ÁNÉR és a GHC módszertant megfigyelhető, hogy részletesebb a kategória besorolása az ÁNÉR módszertannak. A GHC szintű osztályozás egyszerűbb, mint az ÁNÉR kategóriával végzett térképezés, így az előbbi lehetővé teszi a nemzetközi értékelést.

A vizsgált területről elkészült Sentinel-2A műholdképek alapján készített algoritmusok (NDVI, GNDVI, NDWI és MNDWI) vizsgálata 2017 és 2021 közötti időszakban mely csapadékadatokkal is összevetésre kerültek. A vizsgálat rámutatott, az antropogén eredetű bolygatott ösvények is kimutathatóvá válnak egyes indexek alkalmazásával (Járdi et al. 2022). Az indexek segítségével jól kimutatható a vizsgált évek csapadékkülönbségének változása.

Ipolyvece és Dejtár területekhez kapcsolódóan a 2010-es években zajló élőhely-térképezési adatokkal való időbeli változások elemzése az új 2020-as adatok alapján. Megfigyelhető az élőhelyek változása, főként a gyepek esetében a homoki sztyeprét (H5b) területe növekedett, míg a mocsárréti (D34) vegetáció száma lecsökkent. A nedves és üde gyepek esetében megfigyelhető szárazságot jelző fajok jelenléte, ilyen az *Achillea collina*, *Plantago lanceolata*, *Agropyron repens*, *Dactylis glomerata* (Járdi et al. 2022).

A vizsgált területen a sztyep-erdőssztyep vegetációnak (*Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* és a *Thymo serpylli-Festucetum pseudovinae*) új előfordulását igazoltuk a gyepek cönológia és cönosztematikai vizsgálata során. A vegetációtípus foltjai a folyót követő homokhátak szárazabb, savanyú homoki területén jelennek meg (Járdi et al. 2021).

6. Összefoglalás

A természetes élőhelyek megőrzése és fenntartó kezelése korunk egyik legnagyobb kihívása, amelyhez alkalmazkodni kell. Az Ipoly-völgy az egyik legutolsó, a vízrendezés által kevésbé érintett vízfolyásunk, melynek megőrzése közös érdekünk. Az érzékeny területek megfigyelése és dokumentálása egyik pillérének részét képezi az Európai Bizottság által elfogadott Biodiverzitás Stratégiát 2030-ig tartó időszakának (Európai Parlament 2020). Az elmúlt pár évtizedben jelentősebb szélsőségek figyelhetők meg Európa klímájában, ami a globális éghajlatváltozás következményének tudható be (IPCC 2014). A változó éghajlati körülmények következtében az aszályok és árvizek rendszertelen váltakozása obszerválható a Kárpát-medence területén (Bartholy and Pongrácz 2007; 2014). A természetes élőhelyek aktuális állapotának feltárása, esetleges javítása, az állapotok dokumentálása és aktuális kezelési javaslat megfogalmazása különösen fontos a jelen klimatikus környezethez való leghatékonyabb alkalmazkodás érdekében, mely a Global Biodiversity Outlook 5 (2020) jelentés javaslatai között is megjelenik.

Jelen dolgozat a Középső Ipoly-völgyi mintaterület Dejtár és Ipolyvece közigazgatási határa között elterülő élőhelyekkel foglalkozik. Több szempontból is alkalmasnak minősült e terület a vizsgálatra. Az Ipoly-völgy vizsgált szakasza a vízrendezés által kevésbé érintett. Az elmúlt évtizedekben megfigyelhető volt a csapadékmennyiség csökkenése ezen a területen. Ezen hatások következményeként a vegetáció változása is tapasztalható. Az inváziós fajok megjelenése és terjedése szempontjából is kitétek ezek az élőhelyek az Ipoly lineáris volta miatt (Schmoczer 2014). A dejtári és pataki réteken változatos élőhelyek és a hozzájuk kötődő számos különböző növénytársulás található meg. A terület egyes részei helyi jelentőségű értékűként 1973-ban kerültek védelem alá (Hegyi et al. 2007), majd 1997-től az egész Ipoly-völgy a Duna-Ipoly Nemzeti Park részét képezi. Ezen kívül közösségi jelentősége is nagy, mert különleges természet megőrzési (HUDI20026), és különleges madárvédelmi terület (HUDI10008) is egyben, továbbá a vonuló vízimadarak érdekében Ramsari Egyezmény hatálya alá is tartozik. Az Ipoly mente, a korábbi felmérések alapján (Bíró et al. 2010, Penksza et al. 2012) a környezeti tényezők vegetációban kimutatható változásainak jó indikátora.

A disszertációnak a Dejtár és Ipolyvece közigazgatási határa között elterülő terület vegetációnak többszemponútú térképezése volt a cél, ami kiegészül a vizsgált, értékes homoki gyepterületeinek cönológiai feltárásával. A cönológiai felvételek 4 különböző mintaterületen készültek, két olyan területen, mely 10 éve kaszálással és legeltetéssel felváltva hasznosítják, egy terület 20 éve kizárólag legeltetnek és további egy terület 20 éve legeltetett terület, melyet az állatok pihenőként hasznosítottak. Céлом volt az elkészült élőhelytérképek összevetése a Sentinel-2A műholdadataival eltérő vegetációsindexek alkalmazásával, mely lehetővé teszi a vegetációváltozás megfigyelését.

A cönológiai felvételek 2017 és 2021 között minden év május-júliusában készültek, 2×2 m-es kvadrátok segítségével, Braun-Blanquet (1964) módszere szerint, a fajok százalékos borítási értékét megadva. A fajneveket Simon (2000) nomenklatúrája szerint, a természetvédelmi érték kategóriákat szintén Simon (1988) rendszere szerint adtam meg. Az adatokat értékeltem Raunkiaer (1934) életforma rendszere alapján is, a szociális magatartási típusokat (SBT) pedig Borhidi (1995) rendszere szerint alkalmaztam. Az adatok természetvédelmi érték kategóriák (TVK) alapján azt mutatják, hogy a természetes zavarástűrők (TZ) aránya 2021-re mindegyik mintaterületen emelkedett, ami túllegeltetést mutatja. A legeltetés szempontjából

hátrányos, hogy egyes részeken túl kevés a pázsitfű, és sok a kétszikű borítottsága, amiket a szarvasmarhák elenyésző mennyiségben fogyasztanak. A túllegeltetés okán ehhez társul a kedvelt fajok borítási arányának csökkenése (Penksza 2008). Ezt az állítást megerősítik a Raunkiaer féle életformák szerinti besorolás eredményei, mely szerint a hemikryptophita (H) lágyszárúak aránya a 2020 és 2021-es évekre növekedett mindegyik területen. A zavart, leromlott pihenő (P) területen a mintaegységek közül legnagyobb számban megjelent a védett *Pulsatilla pratensis subs. nigricans*, habár a pihenő, illetve itató környékén nyílt földfelszín, vagy leromlott vegetáció alakul ki (Evans 1977, Mackay és Tallis 1996, Komarek 2007a, b, Saláta 2017, Saláta et al. 2011, 2012, 2013, Catorci et al. 2017). Amelynek oka főképp a növényben megtalálható mérgező vegyületekben keresendő. A fenntartásnak fontos szerepe van az élőhely megőrzése tekintetében. A 2017 és 2021 között végzett cönológiai felvételezés DCA elemzése alapján látható, hogy az elsőként kaszálóként hasznosított (N1, N2) gyepek 10 év legeltetés következtében sokkal egységesebb képet mutatnak a már 20 éve legeltetett területtel (SZ), majd 2021-re alátámasztja a cönológiai felvételek megfigyeléseit, mely a terület túllegeltetését mutatja.

A gyepek cönológiai megfigyelése egy aspektusa volt a kiválasztott élőhely megfigyelésének. Különböző térképezési módszereket vettem össze, melynek alkalmazása komplex képet mutat az Ipoly-völgyi mintaterület aktuális állapotáról és az elmúlt évtized alatt bekövetkezett változásokról. A terepi vizsgálat alapján összesen 26 élőhelytípus és ezek kombinációja fordul elő a területen az ANÉR módszertan alapján ezen belül 77 élőhelyfoltot különíthetünk el. Az élőhelyek komplexei több kategóriából állnak, a felvételezés alkalmával egységként megjelenő élőhelyfoltokat jelöltem, melyhez az „x” elválasztó jelölést használtam, minél előbb szerepelt a kategória a komplexben, annál jelentősebb a lehatárolt területrészen. A vizsgálati területen leírt élőhelytípusok közül 7 (B1a, B2, B5, D34, H5b, J3, J4) típus természetvédelmi szempontból értékes, ezen kívül 3 (D34, H5b, J4) élőhely közösségi jelentőséggel bír. A vizsgált területen a legjelentősebb élőhelykategóriák a következők voltak, puhafás pionír és jellegtelen erdők (RB) foglalja el a legnagyobb területet 69.82 hektárral, utána következik a homoki sztyeprétek (H5b) követik 60.4 hektárral, majd nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások (B1a) élőhelykategória egység 43.74 hektáron. Majd a galagonyás-kökényes-borókás cserjések és fűz-nyár ligeterdő (J4×P2b×U9) komplexek adják a terület legnagyobb élőhelyeit.

Összehasonlítva a 2010 és 2020-as élőhelytérképet változások tapasztalhatók az élőhelyek nagyságában és egyes élőhelyfoltok élőhelytípusainak jellemzőiben, és jelentősen nőttek az élőhelyfoltok számszerűen is. A vizes élőhelyek száma és kiterjedése csökkent 2020-as évre. Az eu- és mezotróf nádas és *Typha* (B1a) élőhelykategóriájú élőhelyfoltok száma 2 területről 1 területre, míg felületük 50 hektárról 43.7 hektárra csökkent. Ha a vizes élőhelyeket (B és D élőhelyek és komplexeik) összességében tekintjük, az eredmények azt mutatják, hogy száraz időszakban (2020) 95 hektáron, nedves időszakban (2010) 150 hektáron voltak jelen. 2010-es térképen a H5b×P2b komplex található, amely 2020-ra érezhetően elválk egymástól. Ezért a 2020-as évre a H5b és a P2b külön került rögzítésre. A két évben mindössze 7 kategória (B1a×D34×J3, J3, J3×P2b×U9, J4×B5, J4×P2b×U9, J4×U8 és U7) maradt változatlanul, így a komplexek többsége átalakult. A csapadékosabb évben (2010) készült térképen a vízi növényzet csökkenő tendenciáját mutatja az alacsony fekvő, fátlan élőhelyeken. Jelentős változás következett be a zárt homoksztyeppekben (H5b) és altípusaik szempontjaiban is. Megjelent további két gyepes kategória a nyílt homokpusztagyep (G1) és a löszgyepek, kötött talajú sztyeprét (H5a). A zárt homokgyepek átalakuláson mentek keresztül, jelenlétük 2010-ben alacsonyabb volt,

mint 2020-ban. Területük 2010-ben 42 hektár volt, mint 2020-ban 60 hektárra nőtt. A növényzet jelentősen megváltozott az összehasonlított években, rendkívül száraz körülmények között (2020) és a rendkívül nedves (2010) körülmények hatására. A két vizsgált évben a vegetáció különbséget mutatott, ami megfelelően jelezte a környezeti változásokat. Jelentősen nőtt a gyepek kiterjedése. A homoki sztyeprétek (H5b) területe a tartós csapadékhiány miatt növekedett, a foltok száma 6-ról (2010-ben) 14-re (2020-ban) emelkedett. Az üdebb gyepek esetében is megfigyelhető volt, hogy a szárazságtűrő fajok jelenléte emelkedett. Összegezve megállapítható, hogy a száraz élőhelyek jelenléte megnőtt, és több száraz folt is kialakult 10 éven belül továbbá a nedves élőhelyek területe csökkent.

Az Általános Élőhelyterképezési Rendszer (ÁNÉR) felvételezett kategóriáit összevettem a 2016 óta elérhető Sentinel-2A adataival, hogy megvizsgáljam van-e összefüggés a kategóriák és a műholdképek normalizált vegetációs indexei (NDVI) között. A műholdadatokat és ÁNÉR kategóriákat összehasonlításához a satelit felvételek közül egy késő nyári aspektust választottam, hogy a vegetáció fejlettsége már megfelelő legyen és a nyári gyepek után is regenerálódni tudjon az élőhely. A rendelkezésre álló felvételek közül a 2019-es évet választottam, hiszen ez volt a vizsgált évek közül a közepesen csapadékosnak tekinthető. Az ÁNÉR besorolás szerint az állóvizek (U9) kategória ezért a 0,08-0,55 közötti NDVI tartományban látható. A negatívnál magasabb érték ebben az esetben azért lehetséges, mert biológiai aktivitás van a területen, de a reflektancia értéke rendkívül alacsony a klorofill hiányos területek miatt (Didan K. 2015). Ez tapasztalható az intenzív szántóföldi kultúrák (T1) esetében is. Az utak és szélesebb ösvények területén (U11), ahol szintén alacsony a növényi biomasza tömege, hasonlóan az előző kategóriában szereplővel. Az NDVI értékek magasabb értéket mutatnak, ahol a növényi aktivitás magasabb, illetve a növény fenológiai fázisa növekedési periódusban van. A szárazabb társulások esetében is alacsony NDVI értéket láttunk többek között a homoki sztyeprétek (H5b) esetében is. A mocsárréti vegetáció (D34) jól elkülönül a fűz-nyár ártéri erdő (J4) és a galagonyás-kökényes-borókás száraz cserjés (P2b) vegetáció-komplex típusoktól az Ipoly-mentén. A fás vegetációnál nem mutatott ilyen egységes képet, ahol egyes fajösszetételű állományok, a fenológiai fázis függvényében más NDVI kategóriák szerepelnek egy lehatárolt élőhely kategóriában.

Az élőhelykategóriák és műholdfelvételek összevetésén kívül a vizsgált periódus, tehát a 2017-től 2021-ig tartó időszakban is megvizsgáltam a műholdfelvételeket, abból a célból, hogy találok-e esetleges összefüggést és/vagy eltérést a lehullott csapadékmennyiség és a műholdfelvételek alapján számított vegetációs és vízkülönbség indexek között. A meteorológiai eredmények alapján jól látszódnak, hogy melyik évben melyik terület volt a legkitettebb szárazság szempontjából. A 2020 években a száraz homoki gyepeket (H5b) és a *Phragmites australis* által dominált területen (B1a) is rendkívül alacsony értéket mutatott, mely zavaró eredményt adhat a homoki gyepek azonosításánál és a nedves területek kimutatásánál. Ez az eredmény valószínűsíthető, hogy a *Phragmites australis* előző évi elszáradt biomasza magas tömege miatt jelentkezett. Az NDVI eredményekhez képest a GNDVI index jobban bemutatja a csapadékban gazdagabb 2021-es év vegetációját, ami 0.5-0.9 közötti értékeket mutat. A meteorológiai adatok eredménye és a műholdképek között korreláció látható, ugyanis azokban az években, mikor nagyobb volt a mért csapadék, sokkal magasabb biológiai aktivitás figyelhető meg amit főképp a 2019-es és 2021-es években látható. Az aszály által sújtott területek növényzetének nyomon követéséhez a gyakorlatban az NDWI indexet használják. A nádas (B1a) és a gyepterület (H5b) a 2018-as felvétel kivételével kirajzolódik. A 2018-as térképnél az összes mintaterületnél nagy arányban fordulnak elő száraz foltok. A

2021-es felvételen a tavat kivéve mindegyik élőhely nedvességgel telt. Az index nagyon jól mutatja a növényzet mezofill rétegében található víztartalmat, de a vízfelület kimutatására egy másik indexet alkalmaztam, ami megmutatja, hogy az adott területen valóban vízfelület vagy esetleges üres folt található. A 2020-as NDWI felvétel is alátámasztja a GNDVI eredményeit, a területen leginkább a sztyeprét és a mocsárréti vegetáció volt a legérzékenyebb a csapadék mennyiség csökkenésére. A módosított normalizált vízkülönbség indexet (MNDWI) ellenőrzésként használtam a vízfelületek egyértelműen bemutatása miatt. A mintaterület középső részén elhelyezkedő vízfelület (B1a × U9) mindegyik évben nagyon jól körül rajzolható, kivéve a 2017-es évet, amikor a tó szinte kiszáradt. Összehasonlítva a különböző éveket a 2021-es időszakban volt a legmagasabb a vízborítás a területen, míg a 2018-as év volt a legszárazabb.

Az Ipoly-völgy, Dejtár és Ipolyvece közötti szakasza kiemelt értéket képvisel, mely megőrzése kiemelkedően fontos. Az öt évet átívelő vizsgálat alapján megállapítható, hogy természetvédelmi szempontból fontos a terület fenntartó használata, melyre a szarvasmarhával való legeltetés alkalmas. Az állatlétszám csökkentésével megállítható a terület túlzott használata, mellyel a kedvező egyszikű fűfélék száma is emelkedni fog. A műholdképek alkalmazása potenciális lehetőséget rejtenek a természetes élőhelyek térképezése és megfigyelése szempontjából (Bekkema 2018, Kaplan 2017, Majasalmi 2016) és olyan területek is könnyen megfigyelhető válnak, melyek korábban csak nehezen lehetett megközelíteni (Burai 2016).

7. Summary

Conservation and sustainably managing natural habitats is one of the greatest challenges of our time and need to adapt. The Ipoly Valley is one of the last natural watercourses in Hungary that little affected by water management, which we have a common interest in preserving. Monitoring and documenting sensitive areas is part of the Biodiversity Strategy to 2030 (European Parliament 2020) adopted by the European Commission.

The last few decades have seen major extremes in Europe's climate due to the consequences of global climate change (IPCC 2014). Due to the changing climatic conditions, the irregular alternation of droughts and floods can be observed in the Carpathian Basin (Bartholy and Pongrácz 2007, 2014). Exploring, possibly improving, documenting and proposing current management of natural sites for the most effective adaptation to the current climatic environment as suggested in the Global Biodiversity Outlook 5 (2020) report.

My dissertation deals with the habitats the administrative boundary of the Central Ipoly Valley, between Dejtár and Ipolyvece. This area is suitable for research in several respects. The studied section of the Ipoly Valley is little affected by water management. Recent decades have seen a decline in rainfall in this area. As a consequence of these effects, changes in vegetation are also observed. These habitats are also exposed to the appearance and distribution of invasive species due to the linearity of Ipoly (Schmoczner 2014). The meadows of Dejtár area found to a variety of habitats and the many different plant communities associated with them. Parts of the area were protected as local values in 1973 (Hegyi et al. 2007), and since 1997 the entire Ipoly Valley has been part of the Danube-Ipoly National Park. In addition, Community security is high, as it is a special nature reserve (HUDI20026) and a special protection area for birds (HUDI10008) and is covered by the Ramsar Convention for migratory waterbirds. According to previous surveys (Bíró et al. 2010, Penksza et al. 2012), Ipoly has been a good indicator of changes in environmental vegetation.

The aim of the dissertation was to map the vegetation of the area the administrative boundary of between Dejtár and Ipolyvece, which is supplemented by the coenological exploration of the valuable sandy grasslands studied. Coenological research were made in 4 different sample areas, two areas that have been used alternately for mowing and grazing for 10 years, one area that has been exclusively grazed for 20 years and another area that has been grazed for 20 years and used by the animals for rest. My goal was to compare the completed habitat maps with the Sentinel-2A satellites using different vegetation indices, which allows us to observe the change in vegetation.

Coenological recordings were made in May-July each year between 2017 and 2021, using 2×2 m squares, according to the method of Braun-Blanquet (1964), giving the percentage cover value of the species. I gave the species names according to the nomenclature of Simon (2000) and the nature conservation value categories also according to the system of Simon (1988). I also evaluated the data according to Raunkjær's (1934) lifestyle system, and I used social behavior types (SBT) according to Borhidi's (1995) system. The data based on nature conservation value categories (TVK) show that by 2021 the proportion of natural disturbance tolerances (TZs) had

increased in all sample areas. Which shows overgrazing. The disadvantage of grazing is that in some parts there is too little grassland and a lot of dicotyledonous cover, which is consumed in negligible quantities by cattle. Due to overgrazing, this is accompanied by a decrease in the cover rate of popular species (Penksza 2008). This statement is confirmed by the results of Raunkiaer's classification of life forms, according to which the proportion of hemicryptophytic (H) herbs increased by 2020 and 2021. The protected *Pulsatilla pratensis subs. nigricans* appeared in the largest number of sample units in the disturbed and degraded resting (P) area, although open ground or degraded vegetation develops in the vicinity of the resting or drinking area according to the literature (Evans, 1977; Mackay and Tallis, 1996; Komarek, 2007a, b; Saláta, 2017; Saláta et al., 2012, 2012; Catorci et al., 2017), the cause of which is found in the main plant as a toxic one. Conservation has an important role to play in habitat conservation. Based on the DCA analysis of the coenological survey carried out between 2017 and 2021, it can be seen that the grasslands used for the first time as meadows (N1, N2) show a much more uniform picture with the area that has been grazed for 20 years (SZ).

Coenological observation of grasslands was an aspect of observation of the selected habitat. I have compared different mapping methods, during which the Special Application presents a complex picture of the current state of the Ipoly Valley sample area and the changes that have taken place over the past decade. Based on the field investigation, a total of 26 habitat types and their combinations occur in the area. Based on the ANÉR methodology, 77 habitat patches can be isolated within this. The supply of habitat complexes from several categories, the equivalent marked habitat patches at the time of admission, for which I used the marking "×", the wider the category complex, the more significant it is in the demarcated area. Of the habitat types described in detail in the study, 7 types (B1a, B2, B5, D34, H5b, J3, J4) are of conservation value, and 3 habitats (D34, H5b, J4) are of Community importance. The most significant habitat categories in the study area were the following, softwood pioneer and uncharacteristic forests (RB) with the largest area of 69.82 hectares, followed by sand steppe (H5b) with 60.4 hectares, then non-peat reeds, habitats (category B and trails) unit on 43.74 hectares. Then the hawthorn-blackthorn-juniper shrubs and willow-poplar grove (J4 × P2b × U9) complexes provide the largest habitats in the area.

Comparing the 2010 and 2020 habitat maps, there are changes in the size of habitats and the characteristics of habitat types in some habitat patches, and there has been a valuable increase in the number of habitat patches. The value and extent of wetlands decreased in 2020. The number of habitat categories in the eu- and mesotrophic reed and Typha (B1a) habitat categories decreased from 2 areas to 1 area, while their area decreased from 50 hectares to 43.7 hectares. Looking at the wetlands (habitats B and D and their complexes) as a whole, the results show that they were present on 95 hectares in the dry period (2020) and on 150 hectares in the wet period (2010). The 2010 map shows the H5b × P2b complex, which by 2020 will be noticeably separated. Therefore, for the year 2020, H5b and P2b to be recorded separately. In the two years, only 7 categories (B1a × D34 × J3, J3, J3 × P2b × U9, J4 × B5, J4 × P2b × U9, J4 × U8 and U7) remained unchanged, so most of the complexes were transformed. The map, made in a wetter year (2010), shows a declining trend in aquatic vegetation in low-lying, woodless habitats. There was also a significant change in the closed sand steppes (H5b) and their subtypes. Two grassland categories have also appeared: open sand steppe grassland (G1) and loess grassland with fixed-soil steppe (H5a). Closed

sand meadows have undergone a transformation, their presence was in 2010 as in 2020. Their area was 42 hectares in 2010, up from 60 hectares in 2020. Vegetation, there in the compared years under extremely dry conditions (2020) and extremely wet conditions (2010). The vegetation showed a difference in the two years studied, which was a good indicator of environmental changes. The extent of the lawn has increased significantly. The area of sand steppes (H5b) increased due to persistent rainfall, the number of patches increased from 6 (in 2010) to 14 (in 2020). In the case of fresher grasslands, it was also observed that the presence of drought-tolerant species increased. In summary, the presence of dry habitats has increased and several dry patches have formed within 10 years, and the area of wet habitats is declining.

I compared the recorded categories of the General Habitat Mapping System (ÁNÉR) with the data of Sentinel-2A available since 2016 to examine whether there is a correlation between the categories and the normalized vegetation indices (NDVI) of the satellite images. For the comparison of the satellite data and the ÁNÉR categories, I chose a late summer aspect from the satellite images, so that the vegetation was already well developed and the habitat could regenerate even after the summer grassland discharge. From the available recordings, I chose 2019, as this was the one with moderate rainfall among the years studied. According to the ÁNÉR classification, the category of stagnant waters (U9) is therefore visible in the NDVI range between 0.08 and 0.55. A higher value than negative in this case is possible because there is biological activity in the area, but the value of reflectance is extremely low due to chlorophyll-deficient areas (Didan K. 2015). This is also the case for intensive arable crops (T1). In the area of roads and wider paths (U11), where the mass of plant biomass is also low, similar to that in the previous category. NDVI values show a higher value where the plant activity is higher and the phenological phase of the plant is in a growth period. Low NDVI values were also found in the case of drier associations, including sand steppes (H5b). The vegetation of the marsh meadow (D34) is well separated from the vegetation complex types of willow-poplar floodplain forest (J4) and hawthorn-blackthorn (P2b) along the Ipoly. It did not show such a uniform picture in the case of woody vegetation, where the stock picture has a mixed species composition, other NDVI categories are included in a delimited habitat category depending on the phenological phase.

In addition to the comparison of habitat categories and satellite images, I also examined the satellite images in the period under review from 2017 to 2021, in order to see if there is a possible correlation and / or difference between the rainfall and the vegetation and water difference calculated from the satellite images between indices. Based on the meteorological results, it is clear which year was the area most exposed to drought. In the years 2020 (Fig. 16), it also showed extremely low values for dry sandy grasslands (H5b) and the area dominated by *Phragmites australis* (B1a), which may give a confounding result in the identification of sandy grasslands and the detection of wetlands. This result is likely due to the high mass of dried biomass of *Phragmites australis* in the previous year. Compared to the NDVI results, the GNDVI index better shows the vegetation of 2021, which is richer in precipitation, showing values between 0.5 and 0.9. There is a correlation between the results of the meteorological data and the satellite images, as in the years when the measured precipitation was higher, much higher biological activity was observed, which is mainly seen in 2019 and 2021. In practice, the NDWI index is used to monitor the vegetation of drought-affected areas. The reedbed (B1a) and the grassland (H5b) are very nicely outlined, except for the 2018 survey. In the 2018 map, a high proportion

of dry spots occur in all sample areas. In the 2021 survey, all habitats except the lake were filled with moisture. The index shows the water content in the mesophilic layer of the vegetation very well, but I used a different index to detect the water surface, which shows whether there is indeed a water surface or any empty spot in the given area. The 2020 NDWI survey also supports the GNDVI results, with the steppe and marsh vegetation being the most sensitive to declining rainfall in the area. The modified normalized water difference index (MNDWI) was used as a control for a clear presentation of water surfaces. The water surface in the middle of the sample area (B1a × U9) can be drawn very well in all years, except in 2017, when the lake was almost dry. Comparing the different years, 2021 had the highest water cover in the area, while 2018 had the driest year.

The Ipoly Valley, section between Dejtár and Ipolyvece is of great value, and its preservation is extremely important. Based on the study spanning five years, it can be concluded that the sustainable use of the area, for which grazing with cattle is suitable, is important from a nature conservation point of view. By reducing the number of animals, the overuse of the area can be stopped, which will also increase the number of favorable monocotyledonous grasses. The use of satellite imagery has the potential to map and observe natural habitats (Bekkema 2018, Kaplan 2017, Majasalmi 2016) and areas that were previously difficult to access also become easily observable (Burai 2016).

8. Irodalomjegyzék

Abdollahi, M.; Islam, T.; Gupta, A.; Hassan, Q.K. An Advanced Forest Fire Danger Forecasting System: Integration of Remote Sensing and Historical Sources of Ignition Data. *Remote Sens.* 2018, 10, 923.

Adler, P. and Lauenroth, W. (2000), Livestock exclusion increases the spatial heterogeneity of vegetation in Colorado shortgrass steppe. *Applied Vegetation Science*, 3: 213-222. <https://doi.org/10.2307/1479000>

Ángyán J., Tardy J., Vajnáné Madarassy A. (szerk.) (2003): Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 626 p., ISBN: 9789632864846

Bakker, J. P., & Berendse, F. (1999). Constraints in the Restoration of Ecological Diversity in Grassland and Heathland Communities. *Trends in Ecology & Evolution*, 14, 63-68. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01544-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01544-4)

Barcsák Z., Baskay T. B., Prieger K. (1978): Gyeptermesztés és hasznosítás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

Barcsák Z., Kertész I. (1986): Gazdaságos gyeptermelés és gyephasznosítás. Mezőgazdasági Kiadó, Bp. 20-90.

Barcsák Z., Kertész I. (1990): Gyeptermesztés és gyephasznosítás. Egyetemi jegyzet. Gödöllő.

Bardóczyné Sz. E., Nagy A., Házi J., Urbányi B., Penksza K., (2011): Élőhely-változások árvíz után kialakult belvizes árterületeken az Ipoly példáján keresztül, Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium 153-157. old.

Bartholy, J., Pongrácz, R., Pieczka, I., 2014: How the climate will change in this century? *Hungarian Geographical Bulletin*, 63: 55–67.

Bartholy, J., Pongrácz, R., Torma, Cs., Pieczka, I., Kardos, P., Hunyady, A., 2009: Analysis of regional climate change modelling experiments for the Carpathian basin. *Int. J. Global Warming*, 1: 238–252.

Béri B.-Vajna T.-Czeglédi L. (2004): A Védett természeti területek legeltetése. Debreceni Gyepgazdálkodási Napok 20., DATE, Debrecen, pp. 50-58.

Besnyői V.-Szerdahelyi T.-Bartha S.-Penksza K. (2012): Kaszálás felhagyásának kezdeti hatása nyugat-magyarországi üde gyeppek fajkompozíciójára. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 10(1-2), 13-20.

Biró M. (2006a): Történeti vegetációrekonstrukciók a térképek botanikai tartalmának foltonkénti gazdagításával. *Tájökológiai Lapok* 4(2): 357-384.

Biró M., Horváth F., Bölöni J., Molnár Zs. (2010): Vegetációs adatbázisok és a CORINE felszínborítási térkép szintézisének módszertani kérdései az Ipoly-vízgyűjtő növényzeti térképe kapcsán. *Tájökológiai Lapok* 8 (3): 607–622.

Biró M., Tóth T. (1998): A 18-19. század vegetációjának rekonstrukciója az elmúlt ezer év tájhasználatának tükrében a Hármas-Körös mentén. *Crisicum* 1:18-34.

Bischoff A. Analysis of weed dispersal to predict chances of re-colonisation, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 106, Issue 4, (2005) Pages 377-387, ISSN 0167-8809, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.09.006>. Biondini et al. 1998

Borhidi A. (1996): An annotated checklist of the Hungarian plant communities, I. The non forest vegetation. In: Borhidi A. (szerk.) (1996): *Critical Revision of the Hungarian Plant Communities*. Janus Pannonius Univ., Pécs. 43-94.

Borhidi A. (2003): *Magyarország növénytársulásai*. Akadémiai Kiadó, Budapest.

Borhidi A., Kevey B. (1996): An annotated checklist of the Hungarian plant communities, II. The forest vegetation. In: Borhidi A. (szerk.) (1996): *Critical revision of the Hungarian plant communities*. Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs. pp. 95-138.

Borhidi A., Sánta A. (1999): *Vörös Könyv Magyarország növénytársulásairól 1–2. A KöM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 6. TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest. 362 p., 404 p.*

Botta-Dukát Z. Mihály B. (2006) *Özönnövények II. Biológiai inváziók Magyarországon. KvVm Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 10., Természetbúvár alapítvány Kiadó, Budapest 408 p.*

Botta-Dukát Z., Mihály B. (2004) *Özönnövények I. Biológiai inváziók Magyarországon. KvVm Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9., Természetbúvár alapítvány Kiadó, Budapest 408 p.*

Bölöni J., Molnár Zs., Illyés E., Kun A. (2008b): Térképezési célú, növényzeti alapú élőhely-osztályozás Magyarországon (Az Á-NÉR2003 és 2007 rendszer). *Tájökológiai Lapok* 6 (3): 379-393.

Bunce R. G. H., Groom G. B., Jongman R. H. G., Padoa-Schippa E. (eds.) (2005): *Handbook for surveillance and monitoring of European habitats*. EU FP5 Project EVK2-CT-2002-20018, Wageningen. 107 p.

Bunce R. H. G., M. J. Metzger, R. H. G. Jongman, J. Brandt, G. de Blust, R. Elena Rossello, G. B. Groom, L. Halada, G. Hofer, D. C. Howard, P. Kovář, C. A. Múcher, E. Padoa-Schioppa, D. Paelinx, A. Palo, M. Perez-Soba, I. L. Ramos, P. Roche, H. Skánes, T. Wrbka (2008): A Standardized Procedure for Surveillance and Monitoring European Habitats and provision of spatial data. *Landscape Ecology* 23: 11-25.

Catorci, Andrea & Piermarteri, Karina & Penksza, Károly & Házi, Judit & Federico, & Tardella, Federico. (2017). Filtering effect of temporal niche fluctuation and amplitude of

- environmental variations on the trait-related flowering patterns: lesson from sub-Mediterranean grasslands OPEN. *Scientific Reports*. 7. 10.1038/s41598-017-12226-5.
- Čížková-Končalová, Hana & Květ, Jan & Comín, Francisco & Laiho, Raija & Pokorný, Jan & Pithart, David. (2013). Actual state of European wetlands and their possible future in the context of global climate change. *Aquatic Sciences*. 75. 1-24. 10.1007/s00027-011-0233-4.
- Deák B.-Kapocsi I. (2010): Természetvédelmi célú gyepesítés a gyakorlatban: mennyibe kerül egy hektár gyep? *Tájökológiai Lapok* 8: 395-409.
- Deák B.-Tóthmérész B. (2005): Kaszálás hatása a növényzetre a Nyírőlapos (Hortobágy) három növénytársulásában. In: Molnár E. (szerk.): *Kutatás, oktatás, értékteremtés*. MTA ÖBKI, Vácrátót, 169-180.
- Deák B.-Tóthmérész B. (2007): A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírőlapos csetkákás társulásában. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 179-186.
- Deák B.-Török P.-Kapocsi I.-Lontay L.-Vida E.-Valkó O.-Lengyel Sz.-Tóthmérész B. (2008): Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs). *Tájökológiai Lapok* 6: 323-332.
- Deák, B.-Valkó, O.-Török, P.-Kelemen, A.-Migléc, T.-Szabó, Sz.-Szabó, G.-Tóthmérész, B. (2015b): Micro-topographic heterogeneity increases plant diversity in old stages of restored grasslands. *Basic and Applied Ecology* 16: 291-299.
- Deák, B.-Valkó, O.-Török, P.-Kelemen, A.-Tóth, K.-Migléc, T.- Tóthmérész, B. (2015a): Reed cut, habitat diversity and productivity in wetlands. *Ecological Complexity* 22: 121-125.
- E. Farg, S. Arafat, M.S. Abd El-Wahed, A. El-Gindy, 2017 Evaluation of water distribution under pivot irrigation systems using remote sensing imagery in eastern Nile delta.
- Elijah W. Ramsey III, and Stephen C. Laine. "Comparison of Landsat Thematic Mapper and High Resolution Photography to Identify Change in Complex Coastal Wetlands." *Journal of Coastal Research* 13, no. 2 (1997): 281–92. <http://www.jstor.org/stable/4298625>.
- Evans R. 1977. Overgrazing and soil erosion on hill pastures with particular reference to the Peak District. *Journal of the British Grassland Society* 32: 65–76.
- Evans R. 2005. Curtailing grazing-induced erosion in a small catchment and its environs, the Peak District, central England. *Applied Geography* 25: 81–95.
- Farkas S. (1999): Magyarország védett növényei. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 419 pp.
- Fekete G. (1980): Die Vegetationskartierung in Ungarn. *Folia Geobot. Phytotax.* 15: 193-194.
- Fekete G., Fekete Z. (1998): Distance distribution between patch systems: a new method to analyse community mosaics. In: *Abstracta botanica*, ISSN 0133-6215 , 1998. 22: 29-35.

Fekete G., Molnár Zs., Horváth F. (szerk.) (1997): A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.

Felföldy L. (1943): Növényzozológia (Bevezetés a geobotanikai kutatás módszertanába). Szerző kiadása, Debrecen.

Fischer, M., Stöcklin, J. 1997: Local extinction of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950 – 1985. *Conservation Biology* 11: 727–737.

Fülöp Gy.-Szilvácsku Zs. (szerk) (2000): Természetkímélő módszerek a mezőgazdaságban. Az MME könyvtára 17. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Eger.

Füri A. (2000): Három nagy táj ölelkezése. A Duna-Ipoly Nemzeti Park. In: Tardy J. (ed): (2000): *Értéktörző Magyarország. Nemzeti parkok, világörökség.* Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, 132-133.

Füri A.-Kelemen Z. (1997): A Duna-Ipoly Nemzeti Park létesítése. *Természet* 11 (4): 415.

Global Biodiversity Outlook 5 (2020) Sharrock, S. (2020). Plant Conservation Report 2020: A review of progress in implementation of the Global Strategy for Plant Conservation 2011-2020. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal, Canada and Botanic Gardens Conservation International, Richmond, UK. Technical Series No. 95: 68 pages.

Guo, Q. 2007: The diversity–biomass–productivity relationships in grassland management and restoration. *Basic and Applied Ecology* 8: 199–208.

Hajnáczi S.-Illyés E.-Donkó Á.-Szabó G.-Zimmermann Z.- Penksza K. (2014a): Magas biológiai érték tömegtakarmányt biztosító gyepek kialakítása az ökológiai gazdálkodás keretei között: előzetes eredmények. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 12(1-2): 11-16.

Hajnáczi S.-Stilling F. T.-Zimmermann Z.-Szabó G.-Póti P.-Házi J.-Szentés Sz.-Sutyinszki Zs.-Kerényi-Nagy V.-Wichmann B.- Penksza K. (2014b): Kecskélegelők botanikai és természetvédelmi vizsgálatai és értékelése. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 12(1-2): 17-28.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., and P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

Haraszthy L. (szerk.) (2014): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. - Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár.

Hegy Z., Selmeczi Kovács Á., Tóth B. (2007): Ipoly-völgy. In: Tardy J.(ed.): (2007): *A magyarországi vadvizek világa. Hazánk ramsari területei.* Pécsi Direkt Kft. Alexandra kiadója, Pécs, pp. 126-133.

http1: 1995. évi LXXXI. törvény a Biológiai Sokféleség Egyezmény kihirdetéséről. https://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=99500081.tv Letöltés: 2017. május 19.

http2: A Tanács 92/43/EGK Irányelve (1992. május 21.) a természetes élőhelyek, valamint a vadon élő állatok és növények védelméről

http://www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/File/Natura2000/A_Tanacs92-43-EGK_iranyelve.pdf Letöltés: 2017. május 19.

http3: 2007. évi CXI. törvény a Firenzében, 2000. október 20-án kelt, az Európai Táj Egyezmény kihirdetéséről. https://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=a0700111.tv Letöltés: 2017. május 19.

Ihaka, Ross, and Robert Gentleman. "R: A Language for Data Analysis and Graphics." *Journal of Computational and Graphical Statistics*, vol. 5, no. 3, 1996, pp. 299–314, <https://doi.org/10.2307/1390807>.

IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

J. Házi, S. Bartha, S. Szentes, B. Wichmann & K. Penksza (2011) SeminatURAL grassland management by mowing of *Calamagrostis epigejos* in Hungary, *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 145:3, 699-707, DOI: 10.1080/11263504.2011.601339

Jakucs P. (1981): Magyarország legfontosabb növénytársulásai. In: Hortobágyi T., Simon T. (szerk.) (1981): *Növényföldrajz, társulástan, ökológia*. Tankönyvkiadó, Budapest. pp. 246-263.

K. Didan. (2015). MOD13Q1 MODIS/Terra Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m SIN Grid V006. NASA EOSDIS Land Processes DAAC

Kaplan, G. Mapping and Monitoring Wetlands Using Sentinel 2 Satellite Imagery. Available online: <https://pdfs.semanticscholar.org/a101/515a9d639c896364cec0b589172af3649717.pdf> 2017.

Kelemen A.-Török P.-Deák B.-Valkó O.-Lukács B. A.-Lengyel Sz.-Tóthmérész B. (2010): Spontán gyepregeneráció extenzíven kezelt lucernásokban. *Tájökológiai Lapok* 8: 33- 44.

Kelemen, A.-Török P.-Valkó, O.-Miglécz, T.-Tóthmérész, B. (2013a): Mechanisms shaping plant biomass and species richness: plant strategies and litter effect in alkali and loess grasslands. *Journal of Vegetation Science* 24: 1195-1203.

Kelemen, A.-Török, P.-Valkó, O.-Deák, B.-Miglécz, T.-Kapocsi, I.-Tóthmérész, B. (2013b): Litter and green biomass in a traditionally managed alkali landscape in Hungary (Hortobágy). In: Vrahnakis, M.-Kyriazopoulos, A. P.- Chouvardas, D.-Fotiadis, G. (eds.) *Dry Grasslands of Europe: Grazing and Ecosystem Services*, Hellenic Range and Pasture Society (Herpas), Thessaloniki, Greece. 175-180.

Kelemen, A.-Török, P.-Valkó, O.-Deák, B.-Miglécz, T.-Tóth, K.-Ölvedi, T.-Tóthmérész, B. (2014): Sustaining recovered grasslands is not likely without proper management: vegetation changes and large-scale evidences after cessation of mowing. *Biodiversity & Conservation* 23: 741-751

- Kevey B. (2006): A növényföldrajz és társulástan alapjai. Házi jegyzet (kézirat). Pécsi Tudományegyetem Növényrendszertani és Geobotanikai Tanszék, Pécs. 161 pp.
- Kevey B. (2008): Magyarország erdőtársulásai. [Forest associations of Hungary] *Tilia* 14: 1–488.
- Király G., Molnár Zs., Bölöni J., Csiky J., Vojtkó A. (szerk.) (2008): Magyarország földrajzi kistájainak növényzete. MTA ÖBKI, Vácrátót, 248 pp.
- Komarek L (2007a): A földhasznosítás rendszerváltozás utáni módosulásai a Dél-Alföldön. In: Kovács Cs.-Pál V. (szerk.): A társadalmi földrajz világai: [Becsei József professzor 70. születésnapjára] Szeged, Magyarország: pp. 325-332.
- Komarek, L. (2007b): The structural changes in the agriculture of the South Great Plain since the regime change. In: Kovács, Cs. (szerk.): From villages to cyberspace: In commemoration of the 65th birthday of Rezső Mészáros, Academician: Falvaktól a kibertérig: Ünnepi kötet Mészáros Rezső akadémikus 65. születésnapjára, Szeged, pp. 329-339
- Konopás R. (2010): Ipoly menti védett természeti területek botanikai vizsgálata. Gödöllő, Szakdolgozat.
- Kovács M., Priszter Sz (1957): Kiegészítések és adatok „A magyar növényvilág kézikönyvé”-hez. – Bot. Közlem. 47:87-93.
- Kovács, M. (1957): A nógrádi flórajárás Magnocaricion-társulásai. (Die Magnocaricion-Zönosen des Nógráder Florendistrikt). - Bot. Közlem. 47: 135-155.
- Kovácsné Koncz N. -Béri B. (2015): Extenzív hasznosítású gyepek élőhely kezelése különböző szarvasmarhafajták legeltetésével – áttekintés. Gyepgazdálkodási Közlemények 13:47-54.
- Kovácsné Koncz, N., Béri, B., Deák, B., Kelemen, A., Radócz, Sz., Valkó, O. (2015): Mély fekvésű gyepek élőhely kezelése különböző szarvasmarhafajták legeltetésével. 27. Georgikon Napok, Cikkadatbázis. pp. 225-234.
- Kozák L.(szerk.) (2012): Természetvédelmi élőhelykezelés. Mezőgazda Kiadó, Budapest. <http://www.ramsar.hu/teruletek/11.htm>
- Kun A, Aszalós R, Botta-Dukát Z, Biró M, Bölöni J, Fekete G, Horváth F, Krasser D, Molnár Zs, Ruprecht E, Török K. (2002): A növénytakaró vizsgálata és leírása táji léptékben: az utóbbi évtized. A Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete 50 éve, 1952-2002. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp 35-64.
- Küchler A. W., Zonneveld I. S. (1988): Vegetation Mapping. Kluwer, Handbook of Vegetation Science, Dordrecht. 635 p. ISBN 90-6193-191-6
- Lőkös L (2011): A Magyar Botanikai Társaság Botanikai Szakosztályának ülései (2011. március- december) D a n c z a I.: Adatok a japán komló (*Humulus japonicus* Sieb. et. Zucc.) hazai terjedéséhez. Botanikai Közlemények, 98 kötet 1-2. sz.

- Luoto, M.-Pykälä, J.-Kuussaari, M. (2003): Decline of landscapescale habitat and species diversity after the end of cattle grazing. *Journal of Natural Conservation* 11: 171-178.
- Mackay and Tallis, 1996 A.W. Mackay, J.H. Tallis Summit-type blanket mire erosion in the Forest of Bowland, Lancashire, UK: predisposing factors and implications for conservation *Biological Conservation*, 76 (1996), pp. 31-44
- Maglocký, Feráková (1993): Red list of fern and flowering plants (Pteriophyta and Spermatophyta) of the flora of Slovakia (second draft) *Biologia*, Bratislava, 48/4.
- Magyar P. (1928): Adatok a Hortobágy növényzociológiai és geobotanikai viszonyaihoz. *Erdészeti Kísérletek* 30: 26-63.
- Majer A. (1962): Erdő-és termőhelytipológiai útmutató. Orsz. Erd. Főig., Budapest. 318 p.
- Margóczi K. (2003): A bugaci puszta legeltetett és nem legeltetett részének összehasonlítása a vegetáció természetessége szempontjából. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 1: 22-24.
- Máthé I. (1956): Vegetációtanulmányok a nógrádi flóra járás területén, különös tekintettel rétjeinek és legelőinek ökológiai viszonyaira. — MTA Agrártud. Oszt. Közlem. 9. 1956. p. 1-57.
- Mihók S. (1993): A ló legeltetése. *DGYN* 11: 05-221.
- Mihók S. (1995): A lólegelők követelményei. *Gyepgazdálkodási Szakülés. A Debreceni Agrártudományim Egyetem kiadványa.* pp. 101-104.
- Mihók S. (2005): Az állattenyésztés és a gyepgazdálkodás kapcsolata. In: Jávora A. (szerk): *Gyep-állat-vidék-kutatás-tudomány.* DE Debrecen, pp. 55-62.
- Mitchley, J.-Xofis, P. (2005): Landscape structure and management regime as indicators of calcareous grassland habitat condition and species diversity. *Journal of Natural Conservation* 13: 171-183.
- Mucina L., Maglocky St. et al. (1985): A list of vegetation units of Slovakia. *Docum. phytosociol.* N.S. 9: 175-220.
- Mucsi L. (2004): Műholdas távérzékelés. *Libellus*, Szeged
- Nagy G.-Tasi J. (2017): A legelők és a legeltetés szerepe a húsmarhatartásban. *Állattenyésztés és Takarmányozás* 66 (4): 347-364. P. E. Dennison, D. A. Roberts, S. H. Peterson & J. Rechel (2005) Use of Normalized Difference Water Index for monitoring live fuel moisture DOI: 10.1080/0143116042000273998
- Nagy I. (2005): Barangolások az Ipoly mentén. In: Vas Á.(ed.): (2005): *Balassagyarmati Honismereti Híradó.* Madách Imre Városi Könyvtár, Balassagyarmat, 51-55. p.
- Nagy Imre: *Az Ipoly-völgy vadvirágai.* Balassagyarmati Honismereti Kör, Polar Stúdió. 1994. ISBN 9630440741

Pataki Zsolt (1997): Az Ipoly-vidék természeti képe. 2., A Duna-Ipoly Nemzeti Park, Ipoly Unió = Ipeľská Unia, Balassagyarmat

Penksza K., Nagy A., Laborczy A., Pintér B., Házi J. (2012): Wet habitats along River Ipoly (Hungary) in 2000 (extremely dry) and 2010 (extremely wet). *Journal of Maps* 8(2): 157-164. DOI:10.1080/17445647.2012.680777

Penksza K.-Fehér Á.-Saláta D.-Pápay G.-S.-Falusi E.-Kerényi Nagy V.-Szabó G.-Wichmann B.-Szemethy L.-Katona K. (2016): Gyepregeneráció és vadhatás vizsgálata cserjeirtás után parádóhutai (Mátra) mintaterületen. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 14 (1): 31- 41.

Penksza K.-Házi J.-Tóth A.-Wichmann B.-Pajor F.-Gyuricza Cs.-Póti P.-Szentés Sz. (2013): Eltérő hasznosítású szürkemarha legelő szezonális táplálóanyag tartalom alakulás, fajdiverzitás változása és ennek hatása a biomaszra mennyiségére és összetételére nedves pannon gyepekben. *Növénytermelés* 62(1): 73-94.

Penksza K.-Pápay G.-Házi J.-Tóth A.-Saláta-Falusi E.-Saláta D.- Kerényi-Nagy V.-Wichmann B. (2015): Gyepregeneráció erdőirtással kialakított gyepekben mátrai (Fallóskút) mintaterületeken. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 13 (1-2): 31-44.

Penksza K.-Szentés Sz.-Dannhauser C.-Loksa G.-Házi J. (2010): A legeltetés hatása a gyepekre és természetvédelmi vonatkozásai a Tapolcai- és a Káli- medencében. *Természetvédelmi Közlemények* 16: 25-49.

Penksza K.-Tasi J.-Szentés Sz. (2007): Eltérő hasznosítású dunántúli-középhegységi gyepek takarmányértékeinek változása. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 5: 26-33.

Penksza K.-Tasi J.-Szentés Sz.-Centeri Cs. (2008): Természetvédelmi célú botanikai, takarmányozástani és talajtani vizsgálatok a Tapolcai és Káli-medence szürkemarha és bivaly legelőin. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 6: 47-53.

Pócs T. (1981): Magyarország növényföldrajzi beosztása. In: Hortobágyi T., Simon T. (szerk.) (1981): *Növényföldrajz, társulástan, ökológia*. Tankönyvkiadó, Budapest. p. 120-166.

Póti P., Pajor F., Láczó E. (2007): Különböző legeltetési módok hatása a gyepnövényzetre és az anyajuhok kondíciójára. *A magyar gyepgazdálkodás 50 éve – tanulságai a mai gyakorlat számára – Gyepgazdálkodási anket SZIE, Gödöllő*, pp. 193-196.

Pott R. (1992): *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*. E. Ulmer Verlag, Stuttgart.

R.F. Ling (1973) A probability of cluster analysis, *Annals of the American Statistical Association* 68,159-164.

Rodwell J. S. (1991-2000): *British plant communities*. Vols.1-6. University of Cambridge Press, Cambridge

S. K. McFEETERS (1996) The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features, *International Journal of Remote Sensing*, 17:7, 1425-1432, DOI: 10.1080/01431169608948714

Saláta D, Pető Á, Kenéz Á, Geiger B, Horváth S, Malatinszky Á.: Természettudományos módszerek alkalmazása tájtörténeti kutatásokban: Kisgombosi esettanulmány. TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK 11:(1) pp. 67-88. (2013)

Saláta D. 2017: Az Északi-középhegység fás legelőinek tipológiája és természetvédelmi vonatkozásai. Doktori (PhD) disszertáció, Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola, Gödöllő. 131 p.

Saláta D., Falusi E., Wichmann B., Házi J., Penksza K. 2012: Faj- és vegetáció-összetétel elemzése eltérő legeltetési terhelés alatt a cserépfalui és az erdőbényei fáslegelők különböző növényzeti típusaiban. Botanikai Közlemények. 99 (1-2): 143–159.

Saláta D., Wichmann B., Házi J., Falusi E., Penksza K. 2011: Botanikai összehasonlító vizsgálat a cserépfalui és az erdőbényei fás legelőn. AWETH 7(3): 234–262.

Schmotzer A. (2008): Az Ipoly Balassagyarmat és Drégelypalánk közti szakaszának élőhelyterképezése és védett növényfajainak felmérése. Kutatási jelentés. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. p. 30.

Schonbach C., Wan A., Gierus I., Bai A., Muller Ü., Lin I., Susenbeth U. And Taube F. (2011) Grassland responses to grazing: effects of grazing intensity and management system in an Inner Mongolian steppe ecosystem. Plant and Soil, 340, 103-115.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2020) Global Biodiversity Outlook 5 – Summary for Policy Makers. Montréal.

Serrano, J.; Shahidian, S.; da Silva J. M. (2019) Evaluation of Normalized Difference Water Index as a Tool for Monitoring Pasture Seasonal and Inter-Annual Variability in a Mediterranean Agro-Silvo-Pastoral System doi:10.3390/w11010062

Soó R. (1964-1980): A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I-VI. Akadémiai Kiadó, Budapest. p. 270.

Szabó G.-Zimmermann Z.-Bartha S.-Szentés Sz.-Sutyinszki Zs.- Penksza K. (2011): Botanikai, természetvédelmi és gyepgazdálkodási vizsgálatok Balaton-felvidéki szarvasmarha-legelőkön. Tájökológiai Lapok 9(2): 431-440.

Szabó G.-Zimmermann Z.-Szentés Sz.-Sutyinszki Zs.-Penksza K. (2010/11): Természetvédelmi és gyepgazdálkodási vizsgálatok a Dinnyési-fertő gyepeiben. Gyepgazdálkodási Közlemények, 8(2): 31-38.

Szabó Marcel (2019) A biológiai sokféleség jogi védelmének jelentősége Iustum Aequum Salutare XV. 2019. 2. 89–105.

Szemán L. (1994): A rét és legelőgazdálkodás. In: Husti I. (szerk.): Szántóföldi növénytermesztés, rét- és legelőgazdálkodás, erdészeti. Info. Prod. Bt. és Műsz. Budapest, pp. 130-135.

Szemán L. (2005): A rét- és legelőgazdálkodás. In: Glatz F. (szerk.): A rendszerváltás kihatása a természeti környezetre. MTA Társadalomkutató Központ. Budapest, pp. 67-92.

- Szemán L., Bajnok M., Harcsa M., Kulin B., György A., Kenéz Á., Penksza K. (2008): Gyepfajdiverzitás változása a juhlegeltetés hatására. *AWETH* 4: 822–828
- Szentes Sz.-Tasi J.-Wichmann B.-Penksza K. (2009b): Botanikai és gyepgazdálkodási vizsgálatok 2008. évi eredményei a badacsonytördemici szürkemarha legelőn. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 7: 73-78.
- Szentes Sz.-Wichmann B.-Házi J.-Tasi J.-Penksza K. (2009a): Vegetáció és gyep produkció havi változása badacsonytördemici szürkemarha legelőkön és kaszálón. *Tájökológiai Lapok* 7(2): 319-328.
- Szollát Gy., Schmotzer A. (2004): Contribution to the flora and vegetation of the environs of Balassagyarmat (Hungary), *Studia bot. hung.* 35. pp. 151-178, 2004
- Takács G., Molnár Zs. (szerk.) (2009): Élőhely-térképezés. Második átdolgozott kiadás. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer Kézikönyvei IX. MTA ÖBKI, KvVM, Vácrátót-Budapest. 77 pp.
- Tälle, M.-Deák, B.-Poschod, P.-Valkó, O.-Westerberg, L.-Milberg, P. (2016): Grazing vs. mowing: a meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 15: 200-212.
- Tardy J. (2002): Bevezetés. In: Gergely E., Érdiné Szekeres R.(ed): (2002): Természetvédelem és területhasználat a hullámtereken. Környezetvédelmi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 2. p.
- Tardy J. (szerk.) (2007): A magyarországi vadvizek világa. Hazánk Ramsari-területei. Alexandra Kiadó, Pécs. 416 pp.
- Tasi J., Szemán L. (2006): Grünlandbewirtschaftung in Ungarn. Multifunktionale Landnutzung und Perspektiven für extensive Weidesysteme. Festschrift für Wilhelm Opitz von Boberfeld zum 65. Geburtstag. Fachverlag Giessen, Németország. pp. 45-57.
- THORNES, J.B. (2007), Modelling Soil Erosion by Grazing: Recent Developments and New Approaches. *Geographical Research*, 45: 13-26. <https://doi.org/10.1111/j.1745-5871.2007.00426.x>
- Tóth Cs.-Nagy G.-Nyakas A. (2003): Legeltetett gyepék értékelése a Hortobágyon. *Agrártudományi közlemények*, Executive publisher, Debrecen, 10: 50-54.
- Török P.-Kelemen A.-Valkó O.-Miglécz T.-Vida E.-Deák B.-Lengyel Sz.-Tóthmérész B. (2009a): Avar-felhalmozódás szerepe a gyepesítést követő vegetáció-dinamikában. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 160-170.
- Török, P., Kelemen, A., Valkó, O., Deák, B., Lukács, B., Tóthmérész, B. (2011): Lucerne dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. *Journal of Applied Ecology* 48: 257-264.

Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., Tóthmérész, B. (2014): Traditional cattle grazing in a mosaic alkali landscape: Effects on grassland biodiversity along a moisture gradient. *PLoS ONE* 9 (5): e97095.

Török, P.-Arany, I.-Prommer, M.-Valkó, O.-Balogh, A.-Vida, E.- Tóthmérész, B.-Matus, G. (2009b): Vegetation, phytomass and seed bank of strictly protected hay-making Molinion meadows in Zemplén Mountains (Hungary) after restored management. *Thaiszia* 19: 67-77.

Török, P.-Valkó, O.-Deák, B.-Kelemen, A.-Tóth, E.-Tóthmérész, B. (2016): Managing for composition or species diversity? – Pastoral and year-round grazing systems in alkali grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 234: 23-30.

UNEP (2016). *UNEP Frontiers 2016 Report: Emerging Issues of Environmental Concern*. United Nations Environment Programme, Nairobi

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 (4): 303-309.

Valkó, O., Vida, E., Kelemen, A., Török, P., Deák, B., Miglécz, T., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2010): Gyeprekonstrukció napraforgó- és gabonatóblák helyén alacsony diverzitású magkeverék vetésével. *Tájökológiai Lapok* 8: 53-64.

Valkó, O.-Török, P.-Deák, B.-Tóthmérész, B. (2014): Prospects and limitations of prescribed burning as a management tool in European grasslands. *Basic and Applied Ecology* 15: 26-33

Valkó, O.-Török, P.-Tóthmérész, B.-Matus, G. (2011): Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: Can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology* 19: 9-15.

Valkó, O.-Venn, S.-Zmihoski, M.-Biurrun, I.-Labadessa, R.-Loos, J. (2018): The challenge of abandonment for the sustainable management of Palaeartic natural and semi-natural grasslands. *Hacquetia* 17 (1): 5-16.

Vinczeffy I. (2006): A legelő értéke. *Gyepgazdálkodási közlemények* 4, Debrecen Egyetem Agrártudományi Centrum, Debrecen, 129-135.

Vojtkó A. (1993): A váci Naszály vegetációtérképe. *Bot. Közlem.* 80: 103-110.

Vojtkó A. (1995): Az Upponyi szoros vegetációtérképe. *Acta Acad. Agr. Nova Series* 21. Suppl. 1: 363-370.

Vojtkó A. (1997a): Új adatok a Tornai-karszt flórájához és vegetációjához. *Kitaibelia* 2(2): 248-289.

Vojtkó A. (szerk.) (2001): *A Bükk hegység flórája*. Sorbus 2001 Kiadó, Eger. 340 p.

Vojtkó A., Marschall Z. (1997b): Adatok a Cserehát flórájához. *Kitaibelia* 2(2): 252.

Whittaker R. H. (ed.) (1980): *Classification of Plant Communities*. Dr W. Junk bv Publishers, The Hague - Boston - London.

Wilkinson, Leland & Friendly, Michael. (2009). The History of the Cluster Heat Map. *The American Statistician*. 63. 179-184. 10.1198/tas.2009.0033.

Xu, 2006: Xu, Hanqiu "Modification of Normalised Difference Water Index (NDWI) to Enhance Open Water Features in Remotely Sensed Imagery." *International Journal of Remote Sensing* 27, No. 14 (2006): 3025-3033. <https://doi.org/10.1080/01431160600589179>

Zimmermann Z.-Szabó G.-Szentés Sz.-Penksza K. (2012): Juhlegeltetés hatásainak természetvédelmi célú vizsgálata legelt és művelésből kivont gyepek növényzetére. *Animal Welfare Ethology and Housing Systems* 8 (1): 103-117.

Zólyomi B. (1928): Adatok a Bükk-hegység és környéke flórájához. *Magyar Bot. Lapok* 27(1-12): 63-64.

Zólyomi B. (1931): A Bükkhegység környékének Sphagnum lágjai. *Botanikai Közlemények* 28: 89-121.

Zólyomi B. (1939b): Das Kőszeger sphagnumreicher Moor. *Botanikai Közlemények* 36: 318-325.

Zólyomi B. (1951): Növényzozológiai alapfogalmak és felvételezési módszerek. In: Soó R., Zólyomi B. (szerk.) *Növényföldrajzi térképezési tanfolyam jegyzete*. TTM Vácrátóti Botanikai Kutatóintézetének és Növénytarának kiadása, Budapest.

Zólyomi B: (1939a): A kőszegi tőzegmohás lág. *Vasi Szemle* 5: 169-175.

9. Melléklet:

	2010	2017	2018	2019	2020	2021
	0	0	0	0	0	3.9
	0	0	0	0	0	0.3
	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0
	0	2.8	0	1.7	0	2.7
	1.1	0	0	5.5	0	1.5
	0.4	6.2	0	0	0	4.7
	1.5	0	0	0	0	0
	13.1	3.6	3.2	1.7	2.9	0
	0	0.1	0	0.9	4.2	0
	0	0	3.1	0.1	0.4	0
	0	0	1.1	0.6	0	17.3
	0	0	0	0.5	0	3.4
	0	0.4	0.2	0	1.3	2
	10.1	1.6	1.2	0	0	4.4
	5	0	0	0	0	9.3
	8.4	0	0	0	0	19.3
	0.9	0	0	0	0	0.6
	46.8	0	0	0	0	0.1
	22.2	0	0	0	0	0
	4	0	0	0	0	0.8
	3.1	0.9	0.1	0.1	0.9	7.3
	0.2	0	0	4.6	0.6	1.9
	15.8	0	0.2	2.2	2	0
	0.6	0.9	0.2	0	0.8	0
	0.8	3.3	0	1.4	0.1	0
	0	0	0	0	0	0
	16.8	0	0	3.5	0	0
	3.2	0	0.9	0.5	0	1.1
	0	0	5.9	0	0	3.6
Összesen	154	19.8	16.1	23.3	13.2	84.2

M/1. ábra.A vizsgált évek felvételezést megelőző 30 nap lehullott csapadék adatai

Fajok listája	Nyílt homoki gyepek (nedves)					Agropyron domináns nyílt gyepek					Sztyeprét (Agrostis tenuis hegyi rét)					Pihenő (sztyeprét)				
	2017_ N1_1	2017_ N1_2	2017_ N1_3	2017_ N1_4	2017_ N1_5	2017_ N2_1	2017_ N2_2	2017_ N2_3	2017_ N2_4	2017_ N2_5	2017_ SZ1_1	2017_ SZ1_2	2017_ SZ1_3	2017_ SZ1_4	2017_ SZ1_5	2017_ P2_1	2017_ P2_2	2017_ P2_3	2017_ P2_4	2017_ P2_5
<i>Anthemis ruthenica</i>	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achillea collina</i>	0	0	0	0	0	2	2	2	3	4	0	2	1	2	3	0	1	2	1	0
<i>Agropyron repens</i>	0	0	0	0	0	25	20	25	25	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Agrostis capillaris</i>	0	0	0	0	0	0	2	4	3	4	5	5	15	15	5	0	0	0	0	0
<i>Anchusa officinalis</i>	0	0	0	0	0	1	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0	0	0	0	0	3	2	3	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Artemisia campestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	4	2	0	4	3	3	2	3
<i>Asperula cynanchica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Berteroa incana</i>	0	1	1	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bromus mollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Bromus tectorum</i>	0	0	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carduus acanthoides</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carex hirta</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carex liparicarpus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	3	3	1	2	3
<i>Carex praecox</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	2	2	2	0	0	0	0	0
<i>Carex stenophylla</i>	2	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Centaurea micranthos</i>	1	1	3	2	1	1	2	3	2	3	1	1	4	1	1	0	2	0	0	1
<i>Centaurea pannonica</i>	0	0	0	0	0	0	2	2	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chenopodium album</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Chondrilla juncea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Corynephorus canescens</i>	20	25	20	25	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Crataegus monogyna</i>	0	0	0	0	0	0	2	3	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cynodon dactylon</i>	0	3	2	0	2	3	4	2	0	2	4	5	15	5	25	15	25	30	25	25
<i>Dianthus pottederacae</i>	0	0	0	0	0	0	4	2	2	2	2	1	1	2	1	0	0	0	1	0
<i>Equisetum ramosissimum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Erigeron canadensis</i>	2	1	2	2	1	0	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Eryngium campestre</i>	0	0	0	0	0	5	5	3	2	3	1	3	2	5	3	2	5	0	2	0
<i>Erysimum diffusum</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Euphorbia cyparissias</i>	4	2	1	3	5	4	3	3	3	2	5	3	3	3	2	0	30	0	0	0
<i>Festuca ovina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	10	2	0	0	0	0	0
<i>Festuca pseudovina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	10	0	5	5	15	10	15	15	15
<i>Filago arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fragaria viridis</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galium verum</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gypsophila paniculata</i>	3	4	5	5	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hieracium piloselliflorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0	0
<i>Hypericum perforatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Hypochoeris radicata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	1	1	0	1	1	1	0
<i>Jasione montana</i>	3	2	4	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Knautia arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Koeleria cristata</i>	5	2	2	2	4	5	2	5	5	4	20	10	5	10	5	5	5	2	5	5
<i>Linaria angustissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Lotus corniculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	4	0	0	0	3	0
<i>Lotus tenuis</i>	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Luzula campestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2	2	3	2	0	0	0	0	0
<i>Melandrium album</i>	0	0	0	0	0	2	2	2	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
moha	10	30	25	30	30	0	0	0	0	0	0	30	20	30	10	0	0	0	0	0
<i>Ononis spinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0
<i>Petrohragia prolifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Phleum phleoides</i>	0	0	0	0	0	2	5	1	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pimpinella saxifraga</i>	0	0	0	0	0	2	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plantago arenaria</i>	0	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Plantago lanceolata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	2	0	1	1
<i>Poa angustifolia</i>	0	0	0	0	0	10	5	5	5	6	0	0	3	2	1	0	0	0	0	0
<i>Poa bulbosa</i>	4	3	3	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	1	2	2	2
<i>Polygonum aviculare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poa pratensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	1	2	0	0	0	0	0
<i>Potentilla arenaria</i>	3	0	0	0	0	2	2	1	4	4	3	2	2	1	2	0	1	0	0	0
<i>Pulsatilla patens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	3	2	1	2	0	2	0	0
<i>Rumex acetosa</i>	0	0	0	0	0	1	2	4	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rumex acetosella</i>	3	3	3	2	5	2	0	2	1	0	2	2	2	2	1	3	2	2	3	3
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Senecio jacobaea</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Seseli annuum</i>	0	0	0	0	0	1	3	4	2	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
<i>Silene otites</i>	0	1	0	2	0	1	1	1	1	1	0	1	2	2	1	0	0	0	1	0
<i>Thymus glabrescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	10	5	5	5	3	2	0	0	0	0
<i>Thymus marschallianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	3	2	3	0
<i>Tragopogon dubius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trifolium arvense</i>	1	2	4	2	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	1	0	0
<i>Trifolium campestre</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Trifolium repens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Veronica arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Veronica prostrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	2	2	1	0	0	0	0	0
zuzmó	10	10	10	15	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carex elata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Allium scolopendrium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthemium ruthenica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crepis rheoedifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cynodon dactylon</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dactylis glomerata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Daucus carota</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dianthus pottederacae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eryngium campestre</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Festuca arundinacea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Festuca rubra</i>	0	0	0	0	0															

Fajok listája	Nyílt homoki gyepek (nedves)					Agropyron domináns nyílt gyepek					Sztyeprét (Agrostis tenuis hegvi rét)					Pihenő (sztyeprét)				
	2020_	2020_	2020_	2020_	2020_	2020_	2020_	2020_	2020_	2020_	2020_	2020_	2020_	2020_	2020_	2020_	2020_	2020_	2020_	2020_
	N1_1	N1_2	N1_3	N1_4	N1_5	N2_1	N2_2	N2_3	N2_4	N2_5	SZ1_1	SZ1_2	SZ1_3	SZ1_4	SZ1_5	P2_1	P2_2	P2_3	P2_4	P2_5
<i>Anthemis ruthenica</i>	0	4	2	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Achillea collina</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	2	1	0	2	1	0	1	0	0	2	0	5
<i>Agropyron repens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Agrostis capillaris</i>	0	0	0	0	0	0	4	5	5	5	10	10	5	5	5	0	0	0	0	0
<i>Anchusa officinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	2	0	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0	0	0	0	0	15	10	10	10	10	2	2	3	0	4	0	0	0	0	0
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	5	4	0	0	2	0	2
<i>Artemisia campestris</i>	0	0	0	0	0	2	0	2	2	5	0	5	5	0	2	0	0	20	5	2
<i>Asperula cynanchica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Berteroa incana</i>	0	0	1	1	2	2	2	2	2	2	4	5	5	5	5	0	2	2	2	0
<i>Bromus mollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	5	0	1	0	0	0	0	0
<i>Bromus tectorum</i>	4	5	5	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	10	5	10	10
<i>Carduus acanthoides</i>	0	0	0	0	0	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	10	5	10	10	5
<i>Carex hirta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Carex liparcarpos</i>	0	0	0	0	0	4	8	5	5	5	0	4	5	4	5	10	15	15	15	5
<i>Carex praecox</i>	2	0	2	2	0	0	2	2	2	2	1	2	2	2	0	4	5	4	4	5
<i>Carex stenophylla</i>	0	2	0	2	0	0	2	2	2	2	0	1	2	3	2	0	3	4	4	5
<i>Centaurea micranthos</i>	2	4	2	2	3	2	4	2	2	2	4	2	4	1	4	4	4	4	4	5
<i>Centaurea pannonica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chenopodium album</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	1	4	2
<i>Chondrilla juncea</i>	0	0	1	2	3	2	2	22	0	0	0	0	0	0	3	4	0	4	4	4
<i>Corynephorus canescens</i>	10	10	15	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crataegus monogyna</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cynodon dactylon</i>	5	5	5	5	5	5	5	5	15	0	10	10	5	5	20	25	25	20	25	20
<i>Dianthus pontederacae</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	2	2	2	4	0	2	0	0	0	3	0	0
<i>Equisetum ramosissimum</i>	2	4	5	5	0	0	0	4	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erigeron canadensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	2	0	2	2	2	2
<i>Eryngium campestre</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5	2	2	0	0	0	0	0
<i>Erysimum diffusum</i>	2	4	4	4	2	2	2	2	2	2	2	4	4	4	2	2	2	2	4	5
<i>Euphorbia cyparissias</i>	0	2	5	4	4	2	2	4	5	4	0	4	4	4	4	2	4	2	4	2
<i>Festuca ovina</i>	2	2	2	0	2	0	0	0	0	1	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Festuca pseudovina</i>	0	0	2	2	2	0	0	0	0	10	25	30	20	20	10	5	5	5	5	5
<i>Filago arvensis</i>	0	0	0	2	2	1	2	2	0	2	0	0	0	0	0	2	2	4	2	4
<i>Fragaria viridis</i>	0	0	0	0	0	3	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galium verum</i>	0	0	0	1	2	0	5	2	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gypsophila paniculata</i>	5	5	10	15	10	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hieracium piloselliflorum</i>	0	0	0	0	0	1	2	0	1	0	10	15	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Hypericum perforatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypochaeris radicata</i>	2	4	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	4	4	4	4	4	4
<i>Jasione montana</i>	5	10	10	10	10	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Kautilia arvensis</i>	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Koeleria cristata</i>	2	2	2	2	2	10	15	10	10	10	10	10	10	10	2	5	4	5	10	5
<i>Linaria angustissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lotus corniculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lotus tenuis</i>	2	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	2	0	2	0	0	0
<i>Luzula campestris</i>	0	0	0	0	0	4	2	1	2	0	2	5	5	0	5	0	0	2	0	2
<i>Melandrium album</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	2	2	0	2	2	2
<i>moha</i>	0	0	0	0	0	4	2	1	2	0	0	0	0	0	10	15	10	10	0	0
<i>Ononis spinosa</i>	2	2	0	2	0	2	2	4	4	4	4	4	4	0	2	2	2	2	4	5
<i>Petrorhagia prolifera</i>	0	0	0	2	2	0	0	0	2	4	4	4	4	0	4	2	2	2	2	2
<i>Phleum phleoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pimpinella saxifraga</i>	5	10	10	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plantago arenaria</i>	25	20	15	0	15	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	3	4	4	4	4
<i>Plantago lanceolata</i>	2	2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poa angustifolia</i>	10	8	10	8	5	0	0	1	2	0	0	0	0	0	5	5	3	4	5	5
<i>Poa bulbosa</i>	0	0	6	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polygonum aviculare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poa pratensis</i>	2	5	2	0	0	0	0	0	0	0	5	5	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Potentilla arenaria</i>	2	4	2	4	0	10	5	5	5	2	4	2	2	4	5	2	4	10	4	0
<i>Pulsatilla patens</i>	0	0	0	0	0	1	2	2	2	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0
<i>Rumex acetosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	15	0	0	0	0	0	0	10
<i>Rumex acetosella</i>	0	0	2	2	2	1	0	1	0	2	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	5	5	10	5	10	4	5	4	5	4	4	4	4	2	4	3	2	2	4	2
<i>Senecio jacobaea</i>	0	5	2	2	0	4	5	4	0	2	2	2	2	0	2	2	2	2	2	2
<i>Seseli annuum</i>	0	0	0	0	0	0	2	2	0	2	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Silene otites</i>	0	0	0	0	0	2	2	1	1	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0
<i>Thymus glabrescens</i>	2	2	2	2	0	2	2	2	4	4	5	5	5	0	2	2	2	2	2	0
<i>Thymus marschallianus</i>	0	0	2	0	2	0	4	5	10	5	4	0	5	4	5	5	0	2	0	0
<i>Tragopogon dubius</i>	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2	1	4	5	2	2	2	2	0	4	2
<i>Trifolium arvense</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trifolium campestre</i>	0	2	4	4	0	0	2	0	2	0	0	2	0	4	5	5	4	4	0	2
<i>Trifolium repens</i>	0	0	0	2	0	2	0	4	2	2	2	4	5	5	0	3	0	0	0	0
<i>Veronica arvensis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Veronica prostrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>zuzmó</i>	0	0	0	0	0	15	10	10	10	5	15	0	0	0	2	0	2	0	0	0
<i>Carex elata</i>	10	10	10	15	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Allium scolopendrium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthemis ruthenica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Crepis rhoeadifolia</i>	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0
<i>Cynodon dactylon</i>	0	0	0	0	1	2	0	2	2	2	2	0	2	0	2	0	2	2	0	0
<i>Dactylis glomerata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Daucus carota</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dianthus pontederacae</i>	0	0	0	0	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eryngium campestre</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Festuca arundinacea</i>	0	0	0	0	0	0	0	1												

2	Agropyron repens
3	Koeleria cristata
4	Euphorbia cyparissias
5	Festuca pseudovina
6	zuzmó
7	Festuca ovina
8	Agrostis capillaris (Agrostis tenuis)
9	Corynephorus canescens
10	Rumex acetosella
11	Eryngium campestre
12	Poa angustifolia
13	Centaurea micranthos
14	Potentilla arenaria
15	Dactilis glomerata
16	Achillea collina
17	Artemisia campestris
18	Erigeron canadensis
19	Thymus marschallianus
20	Poa bulbosa
21	Lotus tenuis
22	Thymus glabrescens
23	Gypsophila paniculata
24	Luzula campestris
25	Dianthus ponederae
26	Ononis spinosa
27	Carex liparicarpos
28	Silene otites
29	Pulsatilla pratensis subsp. nigricans
30	Jasione montana
31	Trifolium arvense
32	Stipa borysthenica
33	Seseli annuum
34	Carex hirta
35	Potentilla reptans
36	Potentilla argentea
37	Festuca rubra
38	Bromus tectorum
39	Anchusa officinalis
40	Vicia angustifolia
41	Rumex acetosa
42	Phleum phleoides
43	Crepis rhoeadifolia
44	Lotus corniculatus
45	Hieracium pilosella
46	Carex stenophylla
47	Carduus acanthoides
48	Arrhenatherum elatius

49	Stellaria graminea
50	Melandrium album
51	Hypochoeris radicata
52	Crataegus monogyna
53	Carex praecox
54	Veronica prostrata
55	Fragaria viridis
56	Berteroa incana
57	Trifolium repens
58	Prunus spinosa
59	Plantago arenaria
60	Pimpinella saxifraga
61	Centaurea pannonica
62	Stipa capillata
63	Scleranthus annus
64	Poa humilis
65	Plantago lanceolata
66	Galium verum
67	Erysimum diffusum
68	Scabiosa ochroleuca
69	Asperula cynanchica
70	Equisetum ramosissimum

M/7. ábra A 2017-es DCA elemzésen látható számokhoz tartozó fajok jegyzéke

2018-as fajlista	
1	Bromus mollis
2	Cynodon dactylon
3	Festuca pseudovina
4	Carex liparicarpos
5	Koeleria cristata
6	Anthoxanthum odoratum
7	zuzmó
8	Plantago lanceolata
9	Achillea collina
10	Artemisia campestris
11	Thymus glabrescens
12	Luzula campestris
13	Euphorbia cyparissias
14	Poa angustifolia
15	Festuca ovina
16	Potentilla argentea
17	Corynephorus canescens
18	Equisetum ramosissimum
19	Centaurea micranthos
20	Silene otites
21	Veronica prostrata
22	Seseli annuum

23	Gypsophila paniculata
24	Hieracium pilosella
25	Anthemis ruthenica
26	Bromus tectorum
27	Berteroa incana
28	Poa bulbosa
29	Dianthus pontederiae
30	Galium verum
31	Phleum phleoides
32	Jasione montana
33	Trifolium arvense
34	Thymus marschallianus
35	Ononis spinosa
36	Carduus acanthoides
37	Potentilla arenaria
38	Arrhenatherum elatius
39	Pulsatilla pratensis subsp. nigricans
40	Prunus spinosa
41	Eryngium campestre
42	Dactilis glomerata
43	Scabiosa ochroleuca
44	Plantago arenaria
45	Fragaria viridis
46	Vicia angustifolia
47	Rumex acetosella
48	Erigeron canadensis
49	Carex stenophylla
50	Veronica arvensis
51	Stipa borysthena
52	Potentilla reptans
53	Crepis rhoeadifolia
54	Chondrilla juncea
55	Trifolium campestre
56	Chenopodium album
57	Agrostis capillaris (Agrostis tenuis)
58	Stipa capillata
59	Pimpinella saxifraga
60	Melandrium album
61	Hypochoeris radicata
62	Carex praecox
63	Anchusa officinalis
64	Verbascum phoeniceum
65	Scleranthus annuus
66	Rumex acetosa
67	Filago arvensis
68	Petrorhagia prolifera
69	Erysimum diffusum

70	<i>Trifolium pratense</i>
71	<i>Senecio jacobaea</i>
72	<i>Tragopogon dubius</i>
73	<i>Stellaria graminea</i>
74	<i>Saponaria officinaris</i>
75	<i>Festuca arundinacea</i>

M/8. ábra A 2018-as DCA elemzésen látható számokhoz tartozó fajok jegyzéke

2019-es fajlista	
1	<i>Bromus mollis</i>
2	<i>Cynodon dactylon</i>
3	<i>Artemisia campestris</i>
4	<i>Achillea collina</i>
5	<i>Plantago lanceolata</i>
6	zuzmó
7	<i>Festuca pseudovina</i>
8	<i>Carex liparicarpos</i>
9	<i>Corynephorus canescens</i>
10	<i>Luzula campestris</i>
11	<i>Poa angustifolia</i>
12	<i>Festuca ovina</i>
13	<i>Potentilla reptans</i>
14	<i>Lotus tenuis</i>
15	<i>Dactylis glomerata</i>
16	<i>Koeleria cristata</i>
17	<i>Arrhenatherum elatius</i>
18	<i>Hieracium pilosella</i>
19	<i>Rumex acetosa</i>
20	<i>Euphorbia cyparissias</i>
21	<i>Centaurea micranthos</i>
22	<i>Anthoxanthum odoratum</i>
23	<i>Agrostis capillaris</i> (<i>Agrostis tenuis</i>)
24	<i>Thymus marschallianus</i>
25	<i>Hypochoeris radicata</i>
26	<i>Centaurea pannonica</i>
27	<i>Ononis spinosa</i>
28	<i>Potentilla arenaria</i>
29	<i>Galium verum</i>
30	<i>Gypsophila paniculata</i>
31	<i>Equisetum ramosissimum</i>
32	<i>Pulsatilla pratensis</i> subsp. <i>nigricans</i>
33	<i>Jasione montana</i>
34	<i>Eryngium campestre</i>
35	<i>Erigeron canadensis</i>
36	<i>Dianthus pontederæ</i>
37	<i>Veronica prostrata</i>
38	<i>Stipa capillata</i>

39	Stipa borysthenica
40	Stellaria graminea
41	Rumex acetosella
42	Anchusa officinalis
43	Carex hirta
44	Veronica arvensis
45	Potentilla argentea
46	Chenopodium album
47	Trifolium arvense
48	Vicia angustifolia
49	Trifolium repens
50	Verbascum phoeniceum
51	Thymus glabrescens
52	Pimpinella saxifraga
53	Melandrium album
54	Crepis rhoeadifolia
55	Scleranthus annuus
56	Prunus spinosa
57	Poa bulbosa
58	Anthemis ruthenica
59	Seseli annuum
60	Hypericum perforatum
61	Festuca rubra
62	Erysimum diffusum
63	Berteroa incana
64	Trifolium campestre
65	Tragopogon dubius
66	Crataegus monogyna
67	Carduus acanthoides
68	Silene otites
69	Senecio jacobaea
70	Scabiosa ochroleuca
71	Saponaria officinaris
72	Phleum phleoides
73	Bromus tectorum
74	Asperula cynanchica

M/9. ábra A 2019-es DCA elemzésen látható számokhoz tartozó fajok jegyzéke

2020-as fajlista	
1	Cynodon dactylon
2	Festuca pseudovina
3	Koeleria cristata
4	Carex liparicarpos
5	Plantago lanceolata

6	Rumex acetosella
7	Potentilla argentea
8	Bromus tectorum
9	Veronica prostrata
10	Poa bulbosa
11	Anthoxanthum odoratum
12	Centaurea micranthos
13	zuzmó
14	Euphorbia cyparissias
15	Erysimum diffusum
16	Corynephorus canescens
17	Ononis spinosa
18	Agrostis capillaris (Agrostis tenuis)
19	Thymus glabrescens
20	Chondrilla juncea
21	Artemisia campestris
22	Gypsophila paniculata
23	Carduus acanthoides
24	Jasione montana
25	Silene otites
26	Berteroa incana
27	Carex praecox
28	Scabiosa ochroleuca
29	Petrorhagia prolifera
30	Trifolium arvense
31	Carex stenophylla
32	Thymus marschallianus
33	Verbascum phoeniceum
34	Plantago arenaria
35	Phleum phleoides
36	Trifolium campestre
37	Hieracium pilosella
38	Hypochoeris radicata
39	Luzula campestris
40	Pulsatilla pratensis subsp. nigricans
41	Filago arvensis
42	Equisetum ramosissimum
43	Stipa borysthena
44	Potentilla arenaria
45	Arrhenatherum elatius
46	Polygonum aviculare
47	Dianthus pontederacae
48	Dactylis glomerata
49	Stipa capillata

50	Bromus mollis
51	Achillea collina
52	Festuca ovina
53	Erigeron canadensis
54	Rumex acetosa
55	Melandrium album
56	Lotus tenuis
57	Galium verum
58	Chenopodium album
59	Knautia arvensis
60	Potentilla reptans
61	Fragaria viridis
62	Eryngium campestre
63	Anthemis ruthenica
64	Seseli annuum
65	Senecio jacobaea
66	Poa angustifolia
67	Vicia angustifolia
68	Scleranthus annus
69	Crepis rhoadifolia
70	Anchusa officinalis
71	Tragopogon dubius
72	Rosa canina
73	Lotus corniculatus
74	Festuca rubra
75	Prunus spinosa

M/10. ábra A 2020-as DCA elemzésen látható számokhoz tartozó fajok jegyzéke

2021-es fajlista	
1	Agrostis capillaris (Agrostis tenuis)
2	Potentilla reptans
3	Rumex acetosa
4	Lotus tenuis
5	Carex hirta
6	Artemisia campestris
7	Trifolium pratense
8	Anthoxanthum odoratum
9	Festuca rubra
10	zuzmó
11	Hieracium pilosella
12	Dianthus ponederae
13	Centaurea pannonica
14	Plantago lanceolata
15	Dactylis glomerata
16	Crataegus monogyna

17	Koeleria cristata
18	Potentilla arenaria
19	Arrhenatherum elatius
20	Centaurea micranthos
21	Poa angustifolia
22	Galium verum
23	Melandrium album
24	Festuca arundinacea
25	Ononis spinosa
26	Luzula campestris
27	Jasione montana
28	Eryngium campestre
29	Hypochoeris radiata
30	Cynodon dactylon
31	Corynephorus canescens
32	Vicia angustifolia
33	Trifolium arvense
34	Thymus glabrescens
35	Stipa borysthenica
36	Stellaria graminea
37	Lotus corniculatus
38	Festuca pseudovina
39	Siene vulgaris
40	Hypericum perforatum
41	Gypsophila paniculata
42	Danthonia alpina
43	Bromus mollis
44	Saponaria officinaris
45	Poa bulbosa
46	Achillea collina
47	Hypochoeris radicata
48	Vicia cracca
49	Euphorbia cyparissias
50	Daucus carota
51	Carex liparicarpos
52	Anchusa officinalis
53	Agropyron repens
54	Potentilla argentea
55	Chenopodium album
56	Trifolium campestre
57	Stipa capillata
58	Scleranthus annus
59	Pulsatilla pratensis subsp. nigricans
60	Prunus spinosa
61	Festuca ovina
62	Carex elata
63	Berteroa incana

64	Rosa canina
65	Anthemis ruthenica
66	Trifolium repens
67	Silene otites
68	Scabiosa ochroleuca
69	Asperula cynanchica
70	Verbascum phoeniceum
71	Tragopogon dubius
72	Thymus marschallianus
73	Senecio jacobaea
74	Rumex acetosella
75	Erigeron canadensis

M/11. ábra A 2021-es DCA elemzésen látható számokhoz tartozó fajok jegyzéke