

TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK

JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY

22. ÉVFOLYAM I. SZÁM



VOL. 22, NO. 1.

Alapító és örökös tiszteletbeli főszerkesztő

BARCZI ATTILA†

Főszerkesztők – Chief editors

CENTERI CSABA, PETÓ ÁKOS

Szerkesztők – Editors

MOLNÁR ÁBEL, ERDÉLYI ARNOLD

Szerkesztőbizottság – Editorial Board

| | | |
|------------------------|----------------------------|-------------------------------------|
| ÁNGYÁN J. (GÖDÖLLŐ) | KERÉNYI A. (DEBRECEN) † | DOSTAL, T. (PRAGUE, CZECH REP.) |
| BÁLDI A. (VÁCRÁTÓT) | KERTÉSZ Á. (BUDAPEST) | EVELPIDOU, N. (GREECE) |
| CSONTOS P. (BUDAPEST) | LÓCZY D. (PÉCS) | FAYVUSH, G. (YEREVAN, ARMENIA) |
| CSORBA P. (DEBRECEN) | MALATINSZKY Á. (GÖDÖLLŐ) | KISS, I. (HUNEDOARA, ROMANIA) |
| CZÓBEL SZ. (SZEGED) | MENYHÉRT Z. (GÖDÖLLŐ) † | MIKLÓS, L. (ZVOLEN, SLOVAKIA) |
| DÁVID L. D. (GÖDÖLLŐ) | MEZŐSI G. (SZEGED) | OSZLÁNYI, J. (BRATISLAVA, SLOVAKIA) |
| FEKETE G. (VÁCRÁTÓT) † | STEFANOVITS P. (GÖDÖLLŐ) † | |
| GRÓNÁS V. (GÖDÖLLŐ) | SZILASSI P. (SZEGED) | |
| GYULAI F. (GÖDÖLLŐ) | TÓTH A. (SZOLNOK) | |

ALAPÍTVÁ 2003-BAN – FOUNDED IN 2003

Alapítók – Founded by

A SZENT ISTVÁN EGYETEM
KÖRNYEZET- ÉS TÁJGAZDÁLKODÁSI INTÉZETE

ÉS TÁJÖKOLÓGIAI TANSZÉKE

SZENT ISTVÁN UNIVERSITY
INSTITUTE OF ENVIRONMENTAL

AND LANDSCAPE MANAGEMENT
AND DEPT. OF LANDSCAPE ECOLOGY

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

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

Kiadja:

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
2100, Gödöllő, Páter Károly utca 1.
Felelős kiadó: Prof. Dr. Gyuricza Csaba, rektor

A szerkesztőség címe – Editorial office

MATE, VTI, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., tel.: +36 28 522-000/1833,
e-mail: Centeri.Csaba@szie.hu; Peto.Akos@uni-mate.hu

Nyelvi lektorok – Language editing

MALATINSZKY ÁKOS; CENTERI CSABA; PETÓ ÁKOS

ISSN: 1589-4673

DOI: 10.56617/tl.

<https://journal.uni-mate.hu/index.php/tl/issue/view/308>



E lapszám megjelenését
a MAGYAR TUDOMÁNYOS AKADÉMIA támogatta.

Tartalomjegyzék

| | |
|---|---------|
| BALLA D., KISS E., ZICHAR M., MESTER T.: Ásott talajvíz kutak vízminőségének tér- és időbeli változásainak értékelése egy alföldi településen a CCME WQI vízminőségi mutató alkalmazásával..... | 3–24 |
| BIRÓ Zs., SEBŐK R.: Tenyésztett és vad mezei nyulak viselkedésének elemzése..... | 25–35 |
| IVÁNCICS V., FILEPNÉ KOVÁCS K.: A városi növekedés területhasználati és morfológiai aspektusai 12 hazai város példáján ét év | 36–54 |
| NÉMETH G., HERVAI A., LÓCZY D., GYENIZSE P.: A Mohácsi-sziget tájszerkezet-változásának és tájökölógiai kapcsolatrendszerének vizsgálata | 55–84 |
| RÁKÓCZI A.: Az agrártáj változásai és a közvetlen támogatások összefüggései 2009 és 2023 között Békésben..... | 85–100 |
| SZMATONA-TÚRI T., DREDOR D., VONA-TÚRI D.: Védett és ritka pókfajok a Mátra hegység Natura 2000 élőhelyein és megőrzésük lehetséges módjai | 101–112 |
| VARGA K., BOJTÉ Cs., CSÍZI I., HALÁSZ A., NAGY D.: Bodorkajárás (<i>Trifolium angulatum</i> (Waldst. et. Kit.)) fitomassza vizsgálata Karcagon..... | 113–122 |
| ZAGYVAI G.: Spontán élőhelyek cserje- és lombkoronaszintjének fajösszetételi elemzése a Cserhátban..... | 123–138 |

Content

| | |
|---|---------|
| BALLA, D., KISS, E., ZICHAR, M., MESTER, T.: Assessment of spatial and temporal changes in groundwater quality in a rural municipality using the CCME WQI water quality indicator..... | 3–24 |
| BIRÓ, Zs., SEBŐK, R.: Analysis of the behavior of wild and reared brown hares..... | 25–35 |
| IVÁNCICS, V., FILEPNÉ KOVÁCS, K.: Land use and morphological aspects of urban growth in 12 Hungarian second-tier towns..... | 36–54 |
| NÉMETH, G., HERVAI, A., LÓCZY, D., GYENIZSE, P.: Landscape pattern change and landscape ecological connectivity on Mohács island..... | 55–84 |
| RÁKÓCZI, A.: The relationship between changes in the agricultural landscape and direct support between 2009 and 2023 in Békés county..... | 85–100 |
| SZMATONA-TÚRI, T., DREDOR, D., VONA-TÚRI, D.: Rare and threatened spider species in the Natura 2000 habitats of the Mátra Mountains in Hungary and possible strategies of their conservation..... | 101–112 |
| VARGA, K., BOJTÉ, Cs., CSÍZI, I., HALÁSZ, A., NAGY, D.: Study of <i>Trifolium angulatum</i> (Waldst. et. Kit.) phytomass in Karcag..... | 113–122 |
| ZAGYVAI, G.: Species composition analysis of shrub- and canopy layer data of spontaneous habitats in Cserhát Hills..... | 123–138 |

Ásott talajvízkutak vízminőségének tér- és időbeli változásainak értékelése egy alföldi településen a CCME WQI vízminőségi mutató alkalmazásával

BALLA DÁNIEL¹, KISS EMŐKE², ZICHAR MARIANNA³, MESTER TAMÁS⁴

¹Debreceni Egyetem, Informatikai Kar, Adattudomány és Vizualizáció Tanszék, 4028 Debrecen Kassai út 26.; e-mail: balla.daniel@inf.unideb.hu

²Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, 4032 Debrecen Egyetem tér 1.; e-mail: kiss.emoke@science.unideb.hu

³Debreceni Egyetem, Informatikai Kar, Adattudomány és Vizualizáció Tanszék, 4028 Debrecen Kassai út 26.; e-mail: zichar.marianna@inf.unideb.hu

⁴Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, 4032 Debrecen Egyetem tér 1.; e-mail: mester.tamas@science.unideb.hu

Kulcsszavak: vízminőségi index, Báránd, monitoringadat, GIS

Összefoglalás: A települések talajvízkészletének elszennyeződése globális jelenség, melynek csökkentéséhez számos környezetvédelmi intézkedés szükséges. Tanulmányunkban települési környezetben 2013-2022 között hosszú távú monitoring keretében vizsgáltuk a szennyvízcsatorna hálózat kiépítését követő talajvízszint és vízminőség változásokat, mely során 40 települési talajvízkútból végeztünk rendszeres mintavételt. A talajvízszint csatornázás előtti (2013) és azt követő időszakban (2017, 2022) bekövetkező változásait a nyári, nagymintás mintavételezések során mért vízszintek alapján értékeltük. Megállapítottuk, hogy 2013-ban a talajvízszint a felszínhez igen közel húzódott (<3m). A talajvíz szintje a település belső részein húzódott legmagasabban, míg a legmélyebb vízállás a település déli területein volt mérhető. A 2017-ben és 2022-ben mért talajvízszintben a megszűnő szennyvízkiáramlás következtében erőteljes süllyedés következett be. A monitoring adatokat a CCME WQI vízminőségi index segítségével vízminőségi kategóriákba sorolva nagyfokú szennyezettséget mutattunk ki a csatornázás (2013) előtti évben, ugyanis a kutak döntő része szennyezett és erősen szennyezett kategóriába került. A csatornázást követő monitoring időszakban jelentős pozitív irányú változást mutattunk ki a legtöbb vizsgált vízkémiai paraméterben (pH, EC, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, COD, Na⁺). Tematikus ponttérképek alapján megállapítottuk, hogy a terület egyre nagyobb része mutat megfelelő vagy jó vízminőséget. Ezt a diszkriminancia analízis is alátámasztotta, ugyanis 87.4% pontossággal az adott vízkémiai paraméterek alapján meghatározható, hogy az adott minta a csatornázás előtti vagy utáni időszakból származik-e. Azonban a csatornázást követően 8 év után, továbbra is magas a szervesanyag koncentrációk értéke, mely azt indikálja, hogy a területen felhalmozódott szennyezőanyagok továbbra is jelen vannak. A tisztulási folyamatok dinamikájának megértéséhez szükséges a további, hosszú távú monitoring.

Bevezetés

A települések felszín alatti szennyező forrásainak térképezése, monitoringozása és felszámolása a 21. század kiemelten fontos környezetvédelmi feladata lett a fejlődő és fejlett országokban egyaránt. A téma aktualitását jelzi, hogy az elmúlt két évtizedben globális szinten nőtt meg az ivóvíz iránti igény, köszönhetően a népességnövekedés-

nek, az urbanizációnak és az intenzív ipari és mezőgazdasági tevékenységeknek (Kerényi és McIntosh 2020). Nemzetközi tanulmányok bizonyítják, hogy a településeken az egyik legjelentősebb szennyezőforrás a kommunális szennyvíz, amelynek kezelése pénzügyi források hiányában gyakran a mai napig megoldatlan (Jumma et al. 2012, Ravikumar és Somashekar 2012, Machiwal és Jha 2015, Richards 2016, Smoroń 2016, Adimalla et al. 2020) Több kutatás megállapítja, hogy a rurális térségekben a szennyvízkezelő rendszerek hiánya miatt a szennyvíz a talajvízbe kerül, aminek következtében a talajvíz minősége erősen leromlott (Backman et al. 1998, Rotaru és Răileanu 2008, Nemčić-Jurec et al. 2017). Emellett a települések állandó népességszámának növekedése a vízkészletek túlzott kiaknázáshoz, a felszín alatti vizek sebezhetőségének növeléséhez vezetett (Nlend et al 2018, Abdalla és Khalil 2018).

A vízminőséget leíró kémiai, fizikai és biológiai paraméterek összevont kvalitatív értékelésének tudományos alapjait elsőként a Horton által bevezetett vízminőségi index tette lehetővé. A vízminőség indexek alapján létrehozott tematikus térképek átfogó képet adnak az adott környezeti problémáról és könnyen értelmezhetővé teszik azt a nem tudományos területen dolgozó emberek számára is (Horton 1965). Így a vízminőség indexek alkalmazása a felszíni és felszín alatti vizek állapotának leírása során bevett gyakorlattá vált (Bouslah et al. 2017). A Brown és munkatársai (1970) által kidolgozott, a bemeneti paraméterek súlyozott átlagolásával kalkuláló vízminőség indexét (Water Quality Index, WQI) az elmúlt ötven évben számos alkalommal módosították vagy fejlesztették tovább a szakemberek. A WQI-t alapul véve egyéb indexek is kidolgozásra kerültek, pl.: US National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSFWQI), Oregon and British Columbia indices (OWQI, BCWQI), Smith's index, Overall Index of Pollution (OIP), The River Ganga Index, Recreational water quality index (RWQI), Contamination index (Cd), Dinius Water Quality Index (DWQI) (Prati et al. 1971, Ott 1978, Dunnette 1979, Dinius 1987, Sharifi 1990, Smith 1987, Smith 1990, Backman et al. 1998, CPCB 2000, Cude 2001, Lumb et al. 2006, Kannel et al. 2007, Swamee–Tyagi 2007). Az előállított vízminőségi adatok modern GIS alapú döntéstámogató rendszerekbe integrálva és térképen megjelenítve további segítséget nyújtanak új monitoring kutak kijelöléséhez, a monitoring hálózat megtervezéséhez- és bővítéséhez, valamint a detektált szennyezések felszámolásához (Majolagbe et al. 2016, Balla et al. 2023). A települési környezetben a szennyvíz okozta vízminőség romlásáról és elszennyeződéséről már számos nemzetközi publikáció született, azonban modern térinformatikai eszközök segítségével végzett hosszú távú monitoring adatokon alapuló vízminőség vizsgálatok még csak az elmúlt évtizedben kerültek a kutatások középpontjába (Balla et al. 2023).

Egy település vízminőségi állapotának tér- és időbeli változásainak értékeléséhez a referencia állapot ismerete szükséges, habár ez a legtöbb esetben nem áll rendelkezésre. Ezen felül a településre kiterjedő térbeli és időbeli monitoring adatok, és a lokális kiterjedésű vízminőségi geoadatbázisok hiánya tovább nehezíti a tisztulási folyamatok dinamikájának vizsgálatát. Ebből kifolyólag kutatómunkánk elsődleges célja egy ehhez kapcsolódó, hiánypótló kutatás eredményeinek az ismertetése. A fentiek alapján a

kutatás legfontosabb célja megállapítani azt, hogy a településen szignifikánsan javult-e a szennyvízcsatorna-hálózat kiépítését követő időszakban a talajvíz minősége.

A kutatás megkezdésekor a következő hipotéziseket állítottuk fel:

1. A több évtizede zajló szennyvízkiáramlás hatására a település talajvízkészlete erősen elszennyeződött, amely a vízminőségi mutatókban is tükröződik.
2. A talajvíz áramlási iránya alapvetően meghatározza a talajvíz szennyezettségének térbeli alakulását. Azok a településrészek a legszennyezettebbek, amelyek felé a többi településrész felől a talajvíz áramlik.
3. A településen szignifikánsan javult a szennyvízcsatorna-hálózat kiépítését követő időszakokban a talajvíz minősége.

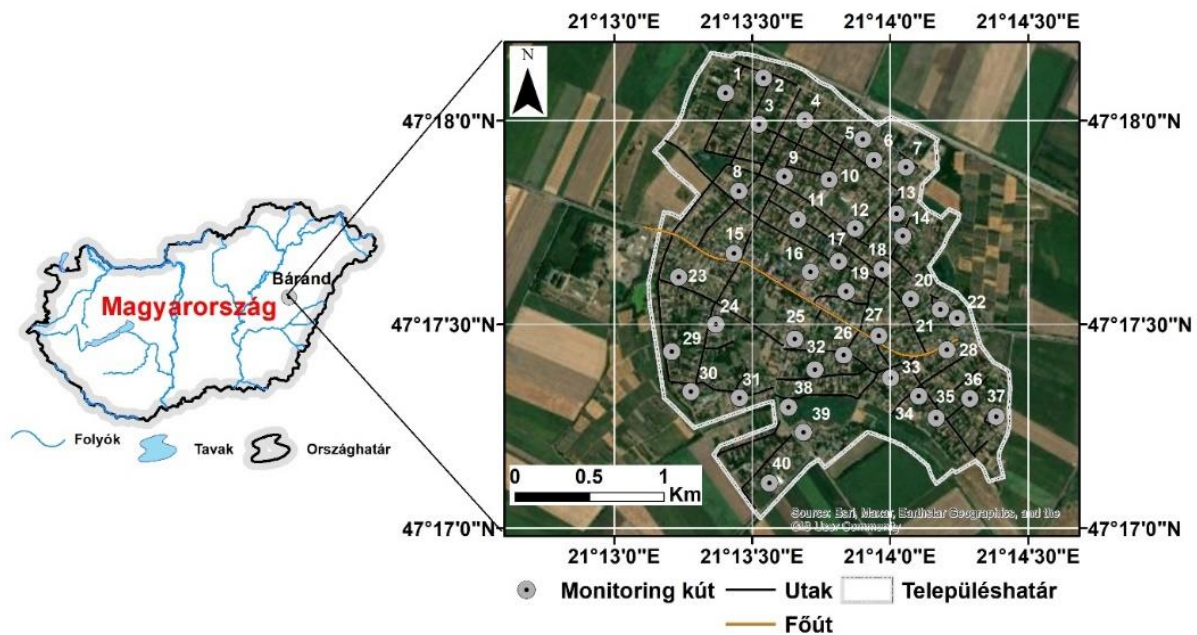
A hipotéziseink igazolása, vagy megcáfolása érdekében az alábbi célkitűzéseket foglalmaztuk meg:

4. Rendszeres vízmintavételezés a településen található, vizsgálatba vont talajvízkutakból, a vízminőségváltozások tér- és időbeli dinamikájának minél pontosabb meghatározása érdekében.
5. A talajvízszintben bekövetkező változások vizsgálata.
6. Geodatbázis létrehozása a mintavételi és mérési adatok alapján.
7. A monitoring adatok alapján a település feltérképezése.
8. A vízminőség tér- és időbeli viszonyaiban bekövetkező változások feltárása statisztikai elemzéssel.

Anyag és módszer

Mintaterület bemutatása

A vizsgálatba vont település az Alföld keleti részén, a Nagy-Sárréten helyezkedik el (1. ábra). Báránd jellegzetes középfalu melynek, állandó népességszáma 2491 fő (KSH). Mivel a település szennyvízkibocsátása meghaladja a 2000 lakosegyenértéket (LE), azon települések csoportjába tartozik, amelyek esetében az Európai Unió irányelve előírja a csatornahálózat létesítését (2000/60/EC 2000). A csatornahálózat az Új Magyarország Fejlesztési Terv Környezet és Energia Operatív Programjának támogatásával készült el 2014-ben. Nyolc évvel a csatornahálózat kiépítését követően, 2022-re a háztartások több mint 90%-a rácsatlakozott a hálózatra, ugyanakkor még mindig több olyan háztartás létezik, amely nem tett eleget a törvényi rendelkezésnek. A korábbi jelentős szennyezőanyag kibocsátás a talaj vízkészletének erőteljes elszennyeződéséhez és a vízminőség jelentős romlásához vezetett, amit rendszeres, évenkénti mintavétellel monitoringozunk a potenciálisan szennyezett területek azonosításához és a tisztulási folyamatok értékeléséhez (Mester et al. 2017, 2018, 2019 és 2020).



1. ábra. A mintaterület és a monitoring kutak elhelyezkedése
 Figure 1. Location of study area and monitoring wells

Mintavétel és laboratóriumi feldolgozás

A településen ásott talajvízkutak bevonásával monitoring hálózatot hoztunk létre a talajvízminőség tér- és időbeli változásának feltárása és értékelése érdekében. A monitoring kutak kijelölésekor a település egyenletes lefedése volt az egyik legfontosabb szempont. Mivel voltak olyan mintavételi évek, amikor nem volt lehetőségünk egy-egy kútnál a mintavételre, a tanulmányban azokra a kutakra vonatkozó elemzést végeztük el, melyek esetében nem állt fent adathiány. A háztartások szennyvízelvezető-csatornahálózatra történő rákötése a vizsgált településen 2014 óta folyamatosan történt meg, így kutatásunk középpontjába a csatornahálózat kiépítésének a vízminőségére gyakorolt hatása került. A csatornázás előtti évben, 2013 nyarán 40 talajvízkút megmintázásával határoztuk meg a referencia állapotot. Ezt követően a csatornázást követő 3., 4., 5., 7. és 8. évben történt a mintavételezés az év ugyanazon szakaszában, nyári mintavételezéssel. A 6. évi (2020) mintavételezésre a Covid-19 világjárvány miatt nem volt lehetőségünk. A minták pH és elektromos vezetőképesség (EC) értékei WTW 315i mérőműszerrel, a begyűjtött vízminták ammónium (NH_4^+), nitrit (NO_2^-), nitrát (NO_3^-), ortofoszfát (PO_4^{3-}), tartalmát HS ISO 7150-1:1992, HS 448-18:2009 és az HS 1484-13:2009 alapján spektrofotométerrel határoztuk meg. A szervesanyag tartalom (KO-Ips) értékét Kálium-permanganáttal, a nátrium (Na^+) értékét PerkinElmer 3110 AAS műszerrel mértük. A vízmintákat az MSZ ISO 21464:1998 szabvány szerint háromszoros kúttérfogatnyi víz kitermelése után gyűjtöttük be, perisztaltikus szivattyú segítségével és a talajvízszint állását rögzítettük.

A település domborzati viszonyainak felmérésére Trimble S9 nagy pontosságú GPS készülékkel 2 cm-es pontossággal meghatároztuk a település belterületének és a vizsgálatba vont monitoring kutak abszolút tengerszint feletti magasságát.

A vízminőség értékelése a Kanadai Környezetvédelmi Tanács Vízminőség Indexe (CCME-WQI) alapján

A Kanadai Környezetvédelmi Tanács (Canadian Council of Ministers of the Environment) által 2001-ben kialakított vízminősítési rendszer három faktor kombinációján alapszik (Lumb et al. 2006):

F1: A paraméterek száma, melyek átléplik a szennyezettségi határértéket (Scope):

$$F1 = \left(\frac{\text{határérték feletti paraméterek száma}}{\text{összes paraméter száma}} \right) \times 100$$

F2: A gyakoriság, mellyel a határértékek nem teljesülnek (Frequency).

$$F2 = \left(\frac{\text{határérték feletti mérések száma}}{\text{összes mérés száma}} \right) \times 100$$

F3 (amplitúdó) A határérték átlépés mértéke: Azt az összeget jelöli, amennyivel az egyes paraméterek értékei átléplik a vonatkozó határértéket. Ezt három lépésben számítjuk ki.

A határértéktől való eltérés azon esetek számát jelöli, amikor az egyes koncentrációk átléplik (vagy nem érik el) az adott határértéket:

$$\text{határértéktől való eltérés}_i = \left(\frac{\text{Határérték feletti koncentráció}_i}{\text{Határérték}_j} \right) - 1$$

Azon esetek együttes összege, amikor az egyes koncentrációk nem felelnek meg a határértékeknek. Kiszámítása: Az egyes minták paramétereinek határértéktől való eltéréseinek az összege, osztva a vizsgálatok teljes számával (amelyek, ha teljesítik a határértéket és amelyek nem). E paraméter, a határértéktől való eltérések normalizált összege (nse):

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n \text{határértéktől való eltérés}_i}{0,01nse + 0,01}$$

Az F3-at ezután egy aszimptotikus függvény alapján számítjuk ki, amely a határértéktől való eltérések normalizált összegét (nse) skálázza egy 0 és 100 közötti tartományban.

$$F3 = \frac{nse}{0,01nse + 0,01}$$

Miután mindhárom faktor értékét kiszámoltuk a CCME-WQI-t a következő képlet alapján számolhatjuk ki:

$$CCME\ WQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{1,732} \right)$$

Az 1.732-es osztó a kapott értékeket 0 és 100 közötti tartományba normalizálja, ahol 0 a „legrosszabb” vízminőséget és 100 a „legjobb” vízminőséget jelenti. A skála alapján történő kategorizált csoportokat az 1. táblázat mutatja.

1. táblázat. A CCME WQI értékei és minősítésük
Table 1. CCME WQI rank, range, status and quality

| Rang | CCME WQI érték | CCME WQS | Minősítés |
|------|----------------|--------------------|---|
| R1 | 95-100 | Kiváló | Természetes szint, vagy annak közelében |
| R2 | 80-94 | Jó | Kismértékű eltérés a természetes szinttől |
| R3 | 65-79 | Megfelelő | Eltérés a természetes szinttől |
| R4 | 45-64 | Szennyezett | Gyakori károsító hatás, a paraméterek jellemzően eltérnek a természetestől |
| R5 | 0-44 | Erősen szennyezett | A vizet folyamatos szennyezés éri, a paraméterek jelentősen eltérnek a természetestől |

Térinformatikai feldolgozás

Az adatok térinformatikai feldolgozását és a minták vízminőségi indexértékeinek (CCME_{WQI}, CCME_{WQS}) meghatározását egy saját fejlesztésű webGIS eszköz alkalmazásával végeztük el (Balla et al 2024). Mivel a monitoring kutak vízkémiai és vízminőségi adatai táblázatos formában koordinátákkal együtt álltak rendelkezésre, így szükséges volt azok Földrajzi Információs Rendszerbe (GIS) való importálása. A webGIS rendszerből exportált idősoros vízminőségi adatok térképezését ESRI ArcGIS 10.4.1-es verziójával végeztünk el (ESRI 2011). A mintaterület bejárása során rögzített adathalmazból elkészítettük a település domborzatmodelljét. A vízminőségi státuszok és a talajvízállás térbeli ábrázolása érdekében Surfer 12 szoftver segítségével izovonalas térképeket készítettünk (Surfer® from Golden Software). Az adatokból krigeles geostatistikai módszerrel grid hálót hoztunk létre mely alapján izovonalas térképeket állítottunk elő.

Statisztikai feldolgozás és elemzés

Az idősoros vízminőségi adatbázis mérési és számítási (vízminőségi indexértékek, vízminőségi státuszok) eredményeit az évek, időszakok (csatornázás előtti (2013) és csatornázás utáni időszak (2017-2022)) alapján rendeztük csoportokba. Az alapstatisztikai értékek (átlag, alsó-, felső kvartilis, a módusz, a medián és a szórás) kiszámítása mellett az eredményeket a hatékony adatvizualizáció érdekében boxplot diagramokon ábrázoltuk.

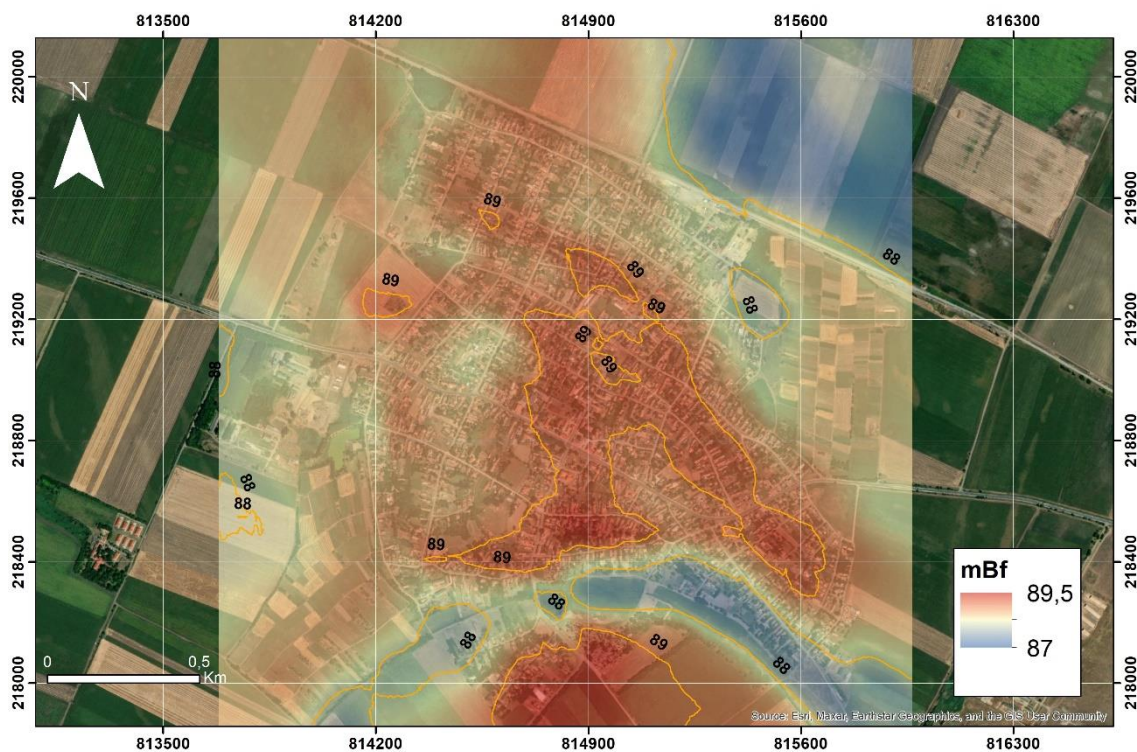
A település monitoring kútjainak térbeli, valamint a csatornázás előtti és utáni állapot elkülöníthetőségének megállapítása érdekében diszkriminancia analízist végeztünk. A vizsgálatot Wilks' Lambda módszerrel végeztük el. A különböző időpontokra vonatkozó adatsorok különbségeit Wilcoxon-tesztel vizsgáltuk. A tesztel megállapítható, hogy az adatsorokban mutatózó különbségek véletlenszerűek-e, vagy azokat valamilyen háttér folyamat alakítja (Wilcoxon 1992).

Az adatok statisztikai feldolgozását, valamint az eredmények adatvizualizációját IBM SPSS szoftverrel végeztük el (IBM SPSS).

Eredmények és értékelésük

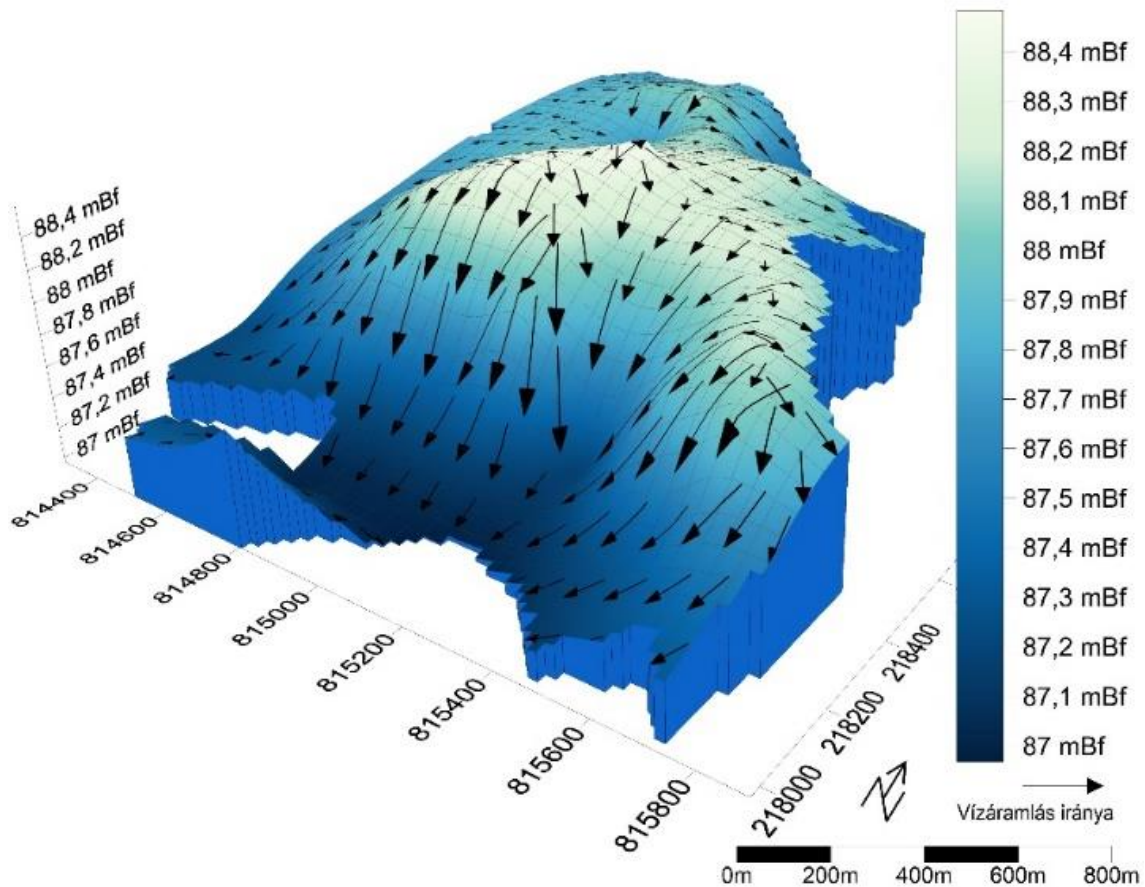
A talajvízszintben bekövetkező változások a csatornázást követő időszakban

A település domborzatmodellje alapján megállapítható, hogy a település belső, valamint déli részei a legmagasabban fekvő területek. Tisztán kirajzolódik a település déli határában megtalálható elhagyott folyómeder, mely a terület lokális talajvízáramlási irányát alapvetően meghatározza, valamint az ÉK-i részen található, gyakran belvízzel borított terület. E mélyebben fekvő területek tengerszint feletti magassága 87-87,4 méter között alakul (2. ábra).



2. ábra. Báránd település domborzatmodellje
 Figure 2. Digital relief map of Báránd

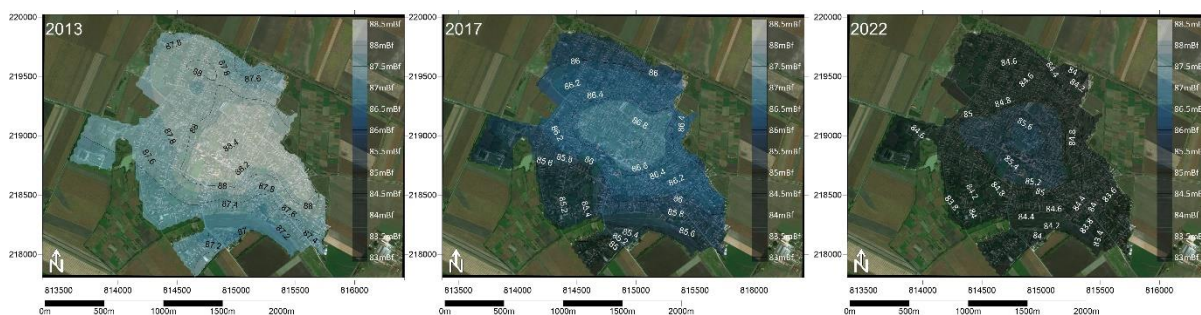
A 2013-as nagymintás mintavételezés időpontjában a talajvízszint tengerszint feletti magassága 88,51 mBf és 86,48 mBf között alakult (3. ábra). A felszín magasságviszonyait követve a talajvíz szintje település belső részein húzódott legmagasabban, míg a legmélyebb részek a település déli területei voltak. A szintkülönbség igen jelentős, 2 métert meghaladó volt. A talajvízáramlás iránya szintén a déli elhelyezkedésű elhagyott folyómeder irányába mutat (3.ábra).



3. ábra. A talajvízszint (mBf) alakulásának és a talajvízáramlás irányának 3D-s blankolt modellje 2013-ban (Forrás: Mester T 2020)

Figure 3. 3D model of groundwater level (mBf) and groundwater flow direction in 2013 (Source: T. Mester 2020)

A talajvízszint alakulásában jelentős változás következett be a csatornázást követő években. A talajvíz szintje a referencia évhez képest erőteljes süllyedést mutatott (4.ábra). A 2013-as talajvízszint átlagos értéke (87,83 mBf) 2017-re 86,06 mBf-re, 2022-ben 84,63 mBf-re csökkent. Ez a jelentős mértékű vízszintcsökkenés nem magyarázható csupán a csapadékviszonyokban bekövetkező változásokkal, hiszen a NAIK Erdészeti Kutatóintézet mérései alapján 2021-es év kivételével nem volt szárazabb a korábbi évekhez képest. A vízszintcsökkenés oka egyértelműen a szennyvízkiáramlás megszűnésével magyarázható, hiszen a szigeteletlen szennyvízknákból kiáramló szennyvíz jelentős talajvízszint emelkedést eredményezett, amelyet korábbi kutatásaink mellett további esettanulmányok igazoltak. (Khorasani 2020, Mester et al 2021, Judah et al 2021).



4. ábra. A talajvízszint (mBf) alakulása a csatornázás előtt (2013) és azt követően években (2017, 2022)
 Figure 4. Groundwater table (a.s.l.) before (2013) and after (2017, 2022) the construction of the sewerage network.

A talajvízszint átlagértékeiben bekövetkező változások mellett, egy másik érdekes tendenciát is megfigyelhető, ugyanis nőtt a település belső területén elhelyezkedő, magas vízzinttel és a déli, alacsony vízzinttel jellemezhető kutjainak vízzintjei közötti különbség. Míg 2013-ban a mért minimum és maximum vízzint között 1,78 méter volt a különbség, addig ez 2017-ben 2,14 méterre, majd 2022-ben 2,68 méterre csökkent. Véleményünk szerint ez a különbség azzal magyarázható, hogy a háztartásokban kiáramló szennyvíz a település vízzintjét kiegyenlítettebbé tette. A legalacsonyabban fekvő területeken a szennyvízkiáramlás miatt fellépő duzzasztó hatás még erőteljesebben jelentkezett, mint a magasabban fekvő helyeken, így a természetes állapotba való visszaálláskor ott még jelentősebb volt a kutak vízzintjének csökkenése.

A vizsgált paraméterek értékelése

A csatornázást megelőző (2013) és a csatornázást követő (2017, 2018, 2019, 2021, 2022) évek nagymintás mintavételezés 8 talajkémiai paraméter (pH, EC, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , COD, Na^+) mérési adatai alapján meghatároztuk a minimum, maximum, átlag, valamint alsó és felső kvartilis értékeit (5. ábra).

A pH értékek a csatornázást megelőző időszakban lúgosabb tartományban mozogtak, mint a csatornázást követő időszakban. Az alsó kvartilis értéke 7,92 míg a felső kvartilis értéke 8,56 volt. A csatornázást követő években a pH érték jelentős mértékű csökkenését mutattuk ki, mely az anionok szignifikáns csökkenésével magyarázható. A 2013-as 8,25 átlagérték 2017-ben 7,51-re, 2019-ben 7,26-ra, 2021-ben 7,27-re csökkent. 2022-ben a minták pH értékének alsó kvartilise 7,08, míg a felső kvartilisek (2013: 8,56 → 2022: 7,5) közötti különbség értéke közel 1 volt.

A PO_4^{3-} koncentrációjának átlagértékei arányaiban a legjelentősebb csökkenést mutatják. A koncentrációk átlagértéke a 2013-as 1,22 mg/l-ről 2022-re 0,24 mg/l értékre redukálódott, mely a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt 0,5 mg/l határérték alá került. Amíg 2019-ben a kutak 32,5%-ban, addig 2022-ben már csak a kutak 11,76%-ban mértünk határérték feletti koncentrációt szemben a 2013-as 67,5%-kal. A 2013-ban mért 4,07 mg/l maximumérték 2019-re 2,14 mg/l, míg 2022-ben 0,89 mg/l értékre csökkent.

Az elektromos vezetőképesség értéke a csatornázást követően 2018-ig jelentős mérséklődést mutatott, 2019-től ismét megemelkedett, azonban a 2019-es átlagérték (2773,43 $\mu\text{S}/\text{cm}$) is alacsonyabb volt, mint a referenciaév átlagértéke (3032,65 $\mu\text{S}/\text{cm}$). A felső kvartilis a csatornázás előtti 4310 $\mu\text{S}/\text{cm}$ értékről 2019-re 3792 $\mu\text{S}/\text{cm}$ -re csökkent, majd 2022-re 4623,75-re emelkedett. 2022-ben a vezetőképesség értéke a kutak 64,71%-ában meghaladta a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ szennyezettségi határértéket, míg a csatornázást megelőzően a kutak 50%-ában haladta meg. A csökkenő értékek magyarázhatók a szennyvízkiáramlás megszűnésével, ugyanakkor a magas értékekhez a talajtani viszonyok is hozzájárulnak. Ezt támasztja alá a Na^+ koncentrációk csatornázást követő években kimutatott emelkedése is.

A Na^+ átlagértékei a csatornázást követően több mint 100 mg/l értékkel magasabban alakultak, mint a referencia évben. A 2013-as és a 2022-es évek vonatkozásában mind az alsó kvartilis (132,18 mg/l \rightarrow 157,42 mg/l), mind a felső kvartilis (312,78 mg/l \rightarrow 362,57 mg/l) értéke emelkedett. Feltételezésünk szerint a 2019, 2021 és a 2022-es alacsony havi csapadékmennyiségek okozhatják az emelkedést.

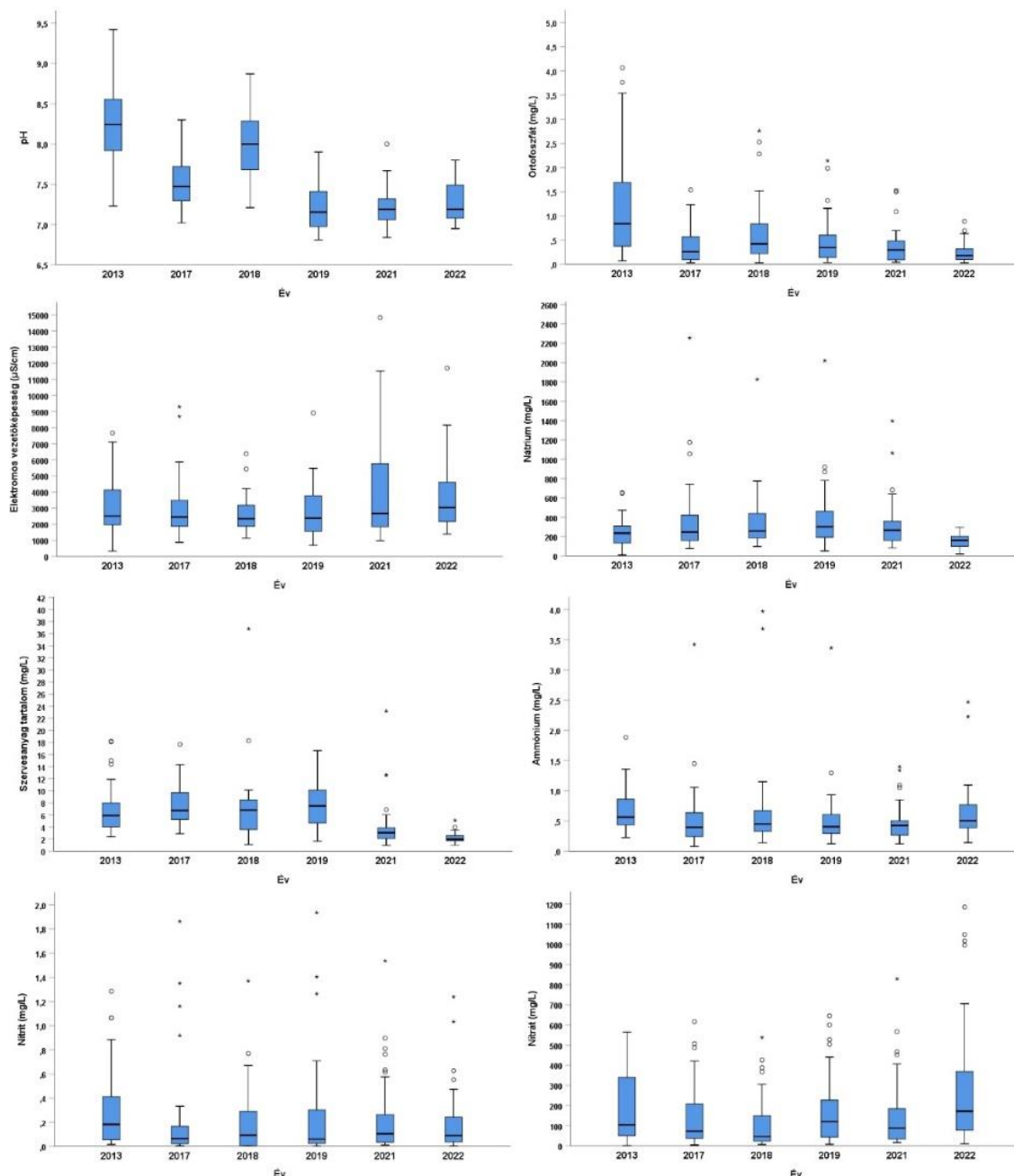
A szervesanyag tartalom mennyisége sem mutatott csökkenő tendenciát. A csatornázást követő évek (2017, 2018, 2019) átlagértékei rendszerint magasabbak voltak, mint a referencia év 6,85 mg/l értéke. A legmagasabb átlagértéket (7,68 mg/l) a 2019-es évben mértük. A csatornázást követő 5. évben mért magas szervesanyag tartalom további bizonyítéka annak, hogy a területen jelentős mennyiségű szerves anyag akkumulálódott a talajban, mely továbbra is utánpótlást biztosít – a talajvíz szervesanyag tartalma mellett – a szervesanyagok számára. A csatornázást követő 7. és 8. évben viszont a szervesanyag tartalom átlagértékei jelentős mértékben csökkentek (4,21 mg/l, 2,19 mg/l), ami magyarázható a szennyvízkiáramlás megszűnésével.

Az NH_4^+ koncentrációk átlagértékei a 2021-es év kivételével határérték felett alakultak, ugyanakkor folyamatosan mérséklődő tendencia figyelhető meg. Amíg 2013-ban 0,69 mg/l, addig 2022-ben 0,64 mg/l volt az átlagérték. 2013-ban a kutak 17,5%-ában igen magas, 1 mg/l fölötti értéket mértünk, ez 2022-re 8,82%-ra csökkent, ugyanakkor a kutak 52,94%-ában még mindig 0,5 mg/l felett alakultak a koncentrációk. A település talajvízkészletének erőteljes elszennyeződését mutatja az is, hogy csupán 2 kútban mértünk 0,2 mg/l alatti koncentrációt.

Az NO_2^- jellemzően nem halmozódik fel a vizekben, megfelelő mennyiségű oldott oxigén jelenléte mellett tovább oxidálódik nitráttá. Míg 2013-ban a vizsgált kutak 22,5%-ában mutattunk ki 0,5 mg/l feletti koncentrációt, addig 2022-ben a kutak 11,76%-ában. A felső kvartilis értéke 0,42 mg/l-ről 0,25 mg/l-re, míg az alsó kvartilis értéke 0,05 mg/l-ről 0,04 mg/l-re redukálódott. Ez alapján kijelenthető, hogy az oxidatív feltételek javultak, mely többek között a szennyvízkiáramlás megszűnésére vezethető vissza. Itt is meg kell ugyanakkor jegyeznünk, hogy a kutak 35,29%-ában továbbra is 0,2 mg/l fölött alakul a nitrit koncentrációja, amely már szennyezettséget indikál.

Az NO_3^- koncentrációjának csökkenése szintén a szennyvízkiáramlás megszűnését jelzi, hiszen az átlagérték 187,8 mg/l-ről 2018-ra 109,76 mg/l

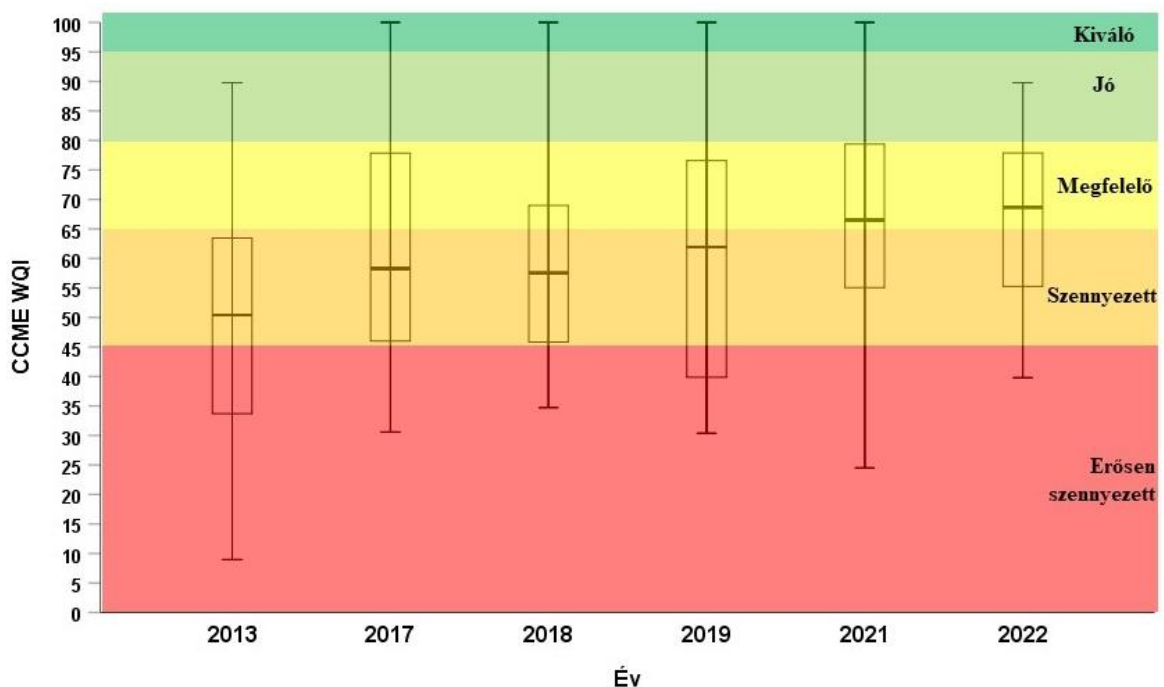
értékre csökkent, azonban 2019-től kezdődően a koncentrációk átlagértékének emelkedése következett be (170,73 mg/l, 164,52 mg/l, 296,4 mg/l). Az alsó kvartilis értéke a 2013-as 50,16 mg/l-ről 2019-re 43,1 mg/l-re, 2022-ben 76,1 mg/l -re növekedett, míg a felső kvartilis 341,7 mg/l-ről 2019-ben 244,85 mg/l értékre csökkent, 2022-ben pedig 377,27-re nőtt.



5. ábra. A vizsgált vízkémiai paraméterek időbeli változásai 2013 és 2022 között
 Figure 5. Changes in the water chemistry parameters studied between 2013 and 2022

A talajvízminőség értékelése a CCMEWQI vízminőségi indexek alapján

A vízminőség állapotának tér- és időbeli alakulásának értékelése érdekében a vízmin-tákat minőségük alapján egy 1-től 5-ig terjedő skálán rangsoroltuk, ahol 1 a legjobb, 5 a legrosszabb vízminősítést jelenti. A $CCME_{WQI}$ indexértékek esetében a csatornázás előtti évben (2013) a medián értéke (50,41) és a felső kvartilis értéke (63,4) is a második legrosszabb 4. kategóriába (szennyezett) található. A csatornázást követő 2017-2022-es időszak értékei viszont már jelentős különbségeket mutatnak a csatornázás előtti értékekhez képest. A szignifikáns növekvő értékek jelzik a talajvíz tisztulási folyamatainak elindulását. A medián értékek tekintetében 2019-től már egyik évben sem érik el az 4. kategóriát, hanem jellemzően a 3. kategóriában („Megfelelő”) mozognak. A felső kvartilis értékek nagyfokú növekedést mutatnak, a csatornázás előtti 63,46-os átlagérték 78,01-re nőtt, ami szintén az intenzív tisztulási folyamatokat jelzi (6. ábra).



6. ábra. A $CCME_{WQI}$ értékek alakulása a csatornázást megelőző (2013) és azt követő években (2017–2022)
 Figure 6. $CCME_{WQI}$ values in the years before (2013) and after sewerage (2017–2022)

A monitoring kutak vízminőségének erőteljes elszennyeződését bizonyítja, hogy a csatornázás előtti (2013) nagymintás mintavétel esetében R1-be („Kiváló”) egyetlen vízminta sem, az R2-be („Jó”) 3 vízminta került besorolásra (7. ábra, 2. táblázat). Továbbá a R4 és R5 („szennyezett, erősen szennyezett”) kategóriákba a kutak 80%-a ($N_{CCME_WQS_2013_R4+R5} = 32$) tartozott.

3 évvel a csatornázást követően (2017) jelentős változások figyelhetők meg a vízminőségben. Jelentősen csökkent a legszennyezettebb mintákat jelző R5-be tartozó monitoring kutak száma ($N_{CCME_WQS_2013_Rang5} = 15 > N_{CCME_WQS_2017_Rang5} = 9$), emellett az R2 („Jó”) és R3 („Megfelelő”) kategóriába tartozó minták száma emelkedett

($N_{CCME_WQS_2013_R2} = 3 < N_{CCME_WQS_2017_R2} = 5$, $N_{CCME_WQS_2013_R3} = 5 < N_{CCME_WQS_2017_R3} = 12$), 1 monitoring kút pedig a legjobb R1-es kategóriába került.

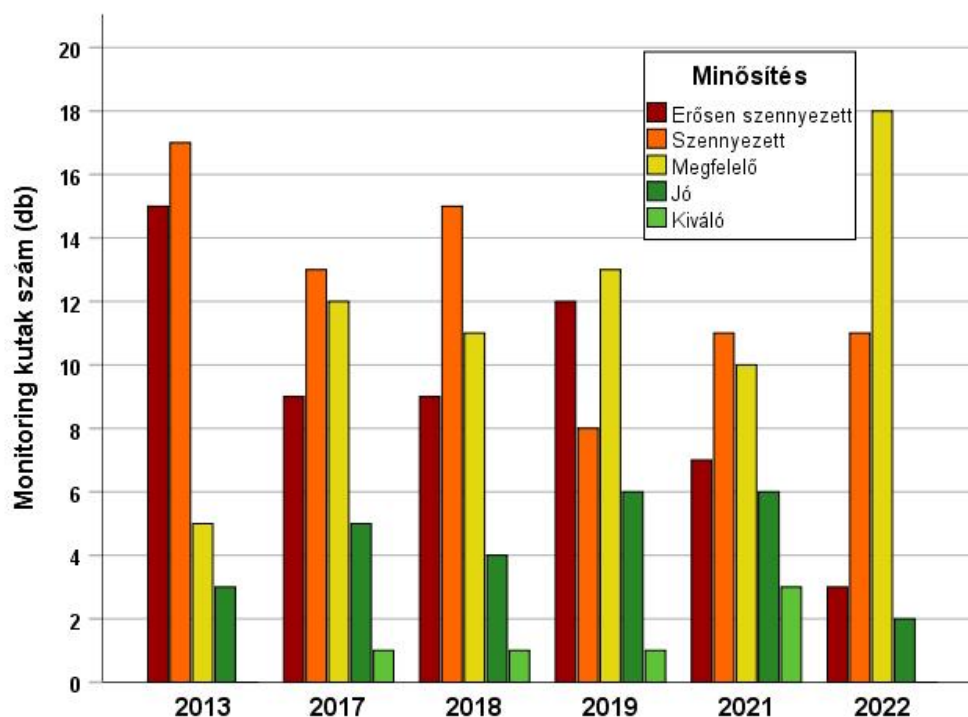
4 évvel a csatornázást követően (2018) csökkent a R2-be tartozó monitoring kutak száma ($N_{CCME_WQS_2017_R2} = 5 > N_{CCME_WQS_2018_R2} = 4$), míg a R4-ben növekedést tapasztaltunk ($N_{CCME_WQS_2017_R4} = 13 < N_{CCME_WQS_2018_R4} = 15$).

5 évvel a csatornázást követően, 2019-ben a R4-be tartozó monitoring kutak száma tovább csökkent ($N_{CCME_WQS_2018_R4} = 15 > N_{CCME_WQS_2019_R4} = 8$), ezzel párhuzamosan megnőtt az R5-be tartozó monitoring kutak száma ($N_{CCME_WQS_2018_R5} = 9 < N_{CCME_WQS_2019_R5} = 12$). Ezek száma ugyanakkor továbbra is alacsonyabb a 2013-as csatornázás előtti állapothoz képest. A R2-R3 kategóriába tartozó kutak aránya 47,5% ($N_{CCME_WQS_2019_R2+R3} = 19$), szemben a 2013-as 20%-os értékkel.

A csatornázást követő 6. évi (2020) mintavételezésre a Covid-19 világjárvány miatt nem volt lehetőségünk.

2021-ben, a csatornázást követő évekhez képest emelkedett a R1 és R2-es vízminták száma. A monitoring kutak vízminőségének pozitív irányú változásait jól mutatja, hogy a R1 és R2 kategóriákba besorolt minták a monitoring kutak 24%-a ($N_{CCME_WQS_2021_R1+R2} = 9$) került. Emellett tovább csökkent a legszennyezettebb mintákat jelző R5-be tartozó kutak száma ($N_{CCME_WQS_2021_R5} = 3$).

A csatornázást követő 8. évi mintavétel eredményei alapján kijelenthető, hogy az R1-be („kiváló vízminőség”) egyetlen vízminta sem került besorolásra. Emellett a „Megfelelő” minősítést jelző kategóriákba tartozó kutak száma növekedett a 2021-es évhez képest ($N_{CCME_WQS_2021_R3} = 10 < N_{CCME_WQS_2022_R3} = 18$).



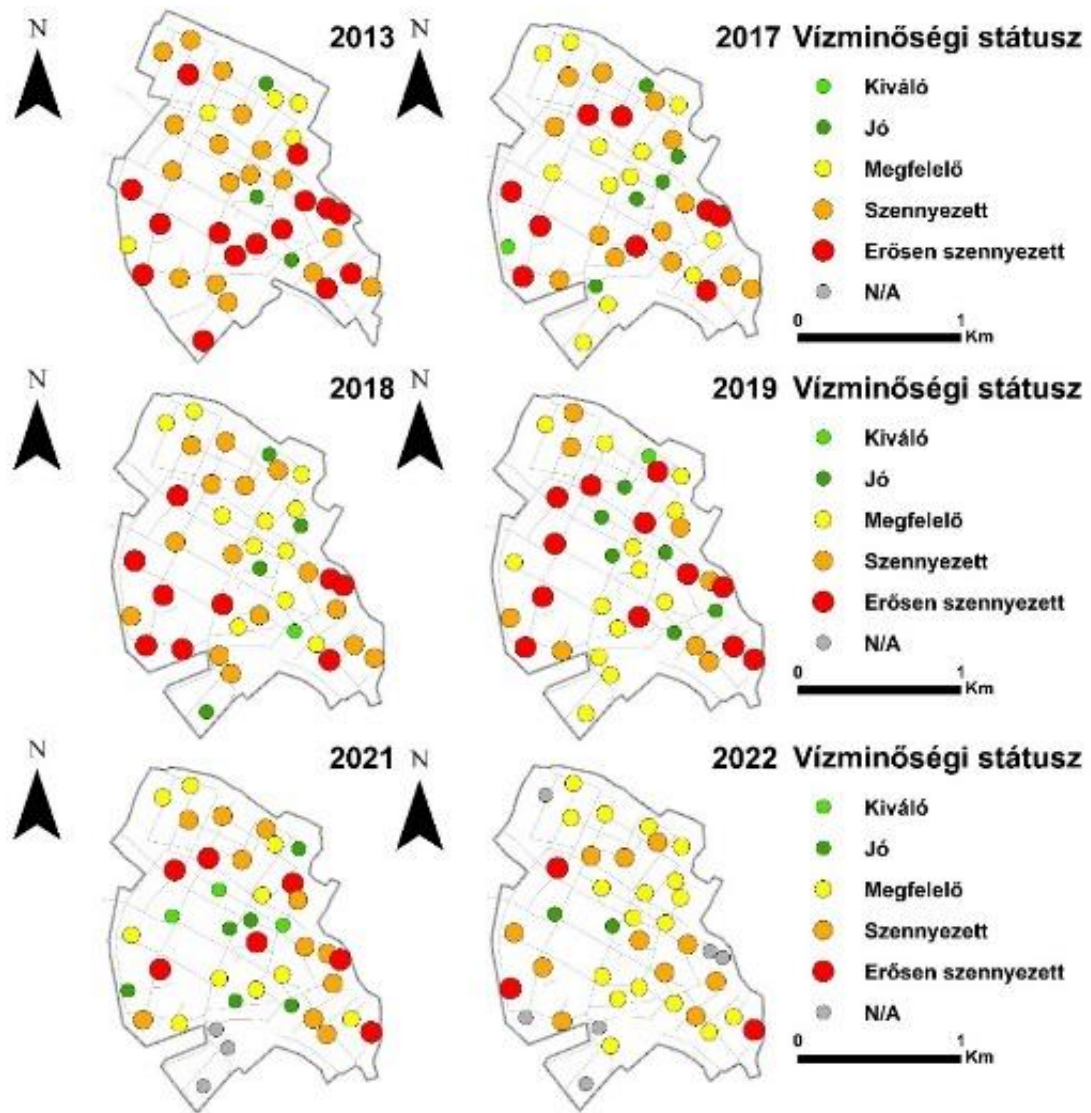
7. ábra. A CCME_{WQS} kategóriák eloszlása a mintavételi években
 Figure 7. Distribution of CCME water quality categories

2. táblázat. A vízminták kategorizálása a CCME_{WQI} értékek alapján
 Table 2. Categories of water samples based on CCME water quality index

| CCME WQS | | | | | | |
|----------|----|--------------------|-------------|-----------|----|--------|
| Év | N | Erősen szennyezett | Szennyezett | Megfelelő | Jó | Kiváló |
| 2013 | 40 | 15 | 17 | 5 | 3 | 0 |
| 2017 | 40 | 9 | 13 | 12 | 5 | 1 |
| 2018 | 40 | 9 | 15 | 11 | 4 | 1 |
| 2019 | 40 | 12 | 8 | 13 | 6 | 1 |
| 2021 | 37 | 7 | 11 | 10 | 6 | 3 |
| 2022 | 34 | 3 | 11 | 18 | 2 | 0 |

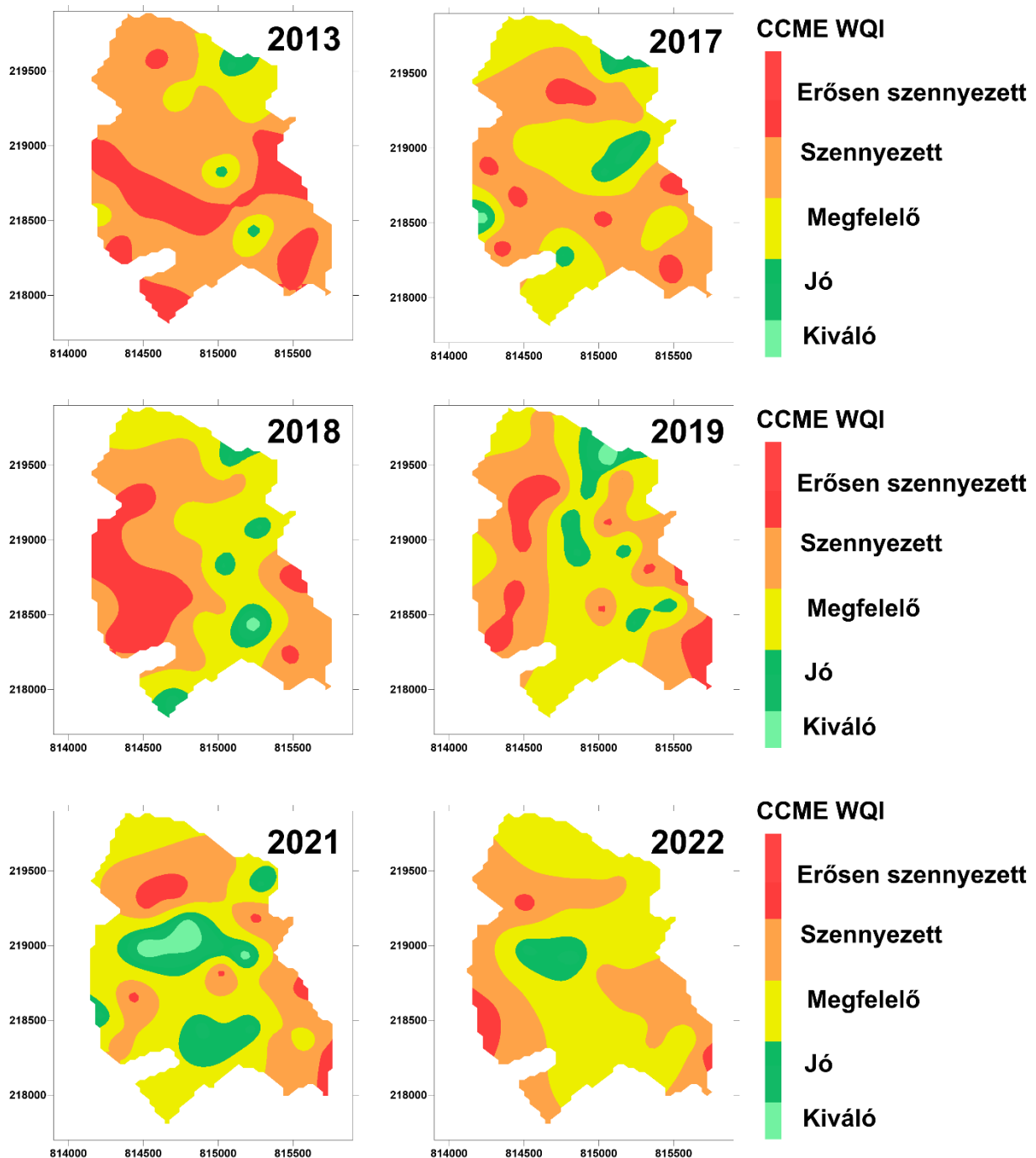
Mivel nagyszámú vízminta állt rendelkezésre (N = 231), ezért a vízminőség tér- és időbeli alakulásának feltérképezésére tematikus pont és interpolált idősoros eloszlástérképet készítettünk a településről (8.ábra és 9.ábra). A csatornázás előtti évben (2013) a település északi részeinek kivételével jelentős mértékű szennyezettséget azonosítottunk, amelynek kiterjedése a csatornahálózat kiépítésig változatlan maradt. A csatorna-hálózat kiépítését követő 3. évben (2017) a jelentős szennyezettség fokozatosan mérséklődött. A település központi részén a vízminőség állapota 3-4 rangú kategóriára csökkent. Kimutatható továbbá a település É-i és középső részén változó nagyságban a „Megfelelő” vízminőségi állapot.

A településen a csatornahálózat kiépítését követő években (2018-2022) tovább folytatódott a szennyezettség mérséklődése a referenciaidőszakhoz képest, amellyel párhuzamosan a javuló vízminőség egyre erősebben kirajzolódott a település középső és északkeleti részéből kiindulóan. A korábbi években jellemző, északi-déli irányú magas szennyezettséget mutató településrész kiterjedése tovább csökkent. Ezen felül továbbra is változó nagyságban mutatható ki a „Megfelelő” vízminőségi állapot a település északi és középső területein.



8. ábra. A vízminőség indexek alakulása a csatornázást megelőző (2013) és azt követő években (2017, 2018, 2019, 2021, 2022)

Figure 8. Spatial distribution of CCME_{wqi} in the years before (2013) and after sewerage (2017–2022)



9. ábra. A vízminőség indexek eloszlása a csatornázást megelőző (2013) és azt követő években (2017, 2018, 2019, 2021, 2022)

Figure 10. Spatial distribution of CCME_{WQI} in the years before (2013) and after sewerage (2017–2022)

Annak megállapítása érdekében, hogy a csatornázás előtti és azt követő időszak eredményei elkülöníthetőek-e egymástól, az eredményeket diszkriminancia analízisnek vetettük alá. Ennek meghatározása érdekében a 6 évre vonatkozó adatsorokat csatornázás előtti (2013) és csatornázás utáni (2017–2022) csoportokba soroltuk (3. táblázat). A Wilks-Lambda teszt szignifikáns ($p=0,000$) eredményt mutatott. A keresztellenőrzött értékek 87,4%-a sikeresen lett az eredeti kategóriájába sorolva. Ennek alapján

kijelenthetjük, hogy a csatornahálózat kiépítése a monitoring kutak minőségében pozitív irányú változásokat eredményezett. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a csatornarendszer kiépítése után a talajvízkutak vízminőségi index értékei nem véletlenül javultak; a javulás oka a szennyvízkibocsátás jelentős csökkenése volt, melyet más hazai kutatások is megerősítettek (Szabó et al. 2006, Baics 2013, Juhász 2021 és 2022, Viola et al. 2022).

3.táblázat. Diszkriminancia analízis eredménye a csatornázás előtti/utáni állapot alapján
 Table 3. Results of discriminant analysis before and after the construction of the sewerage network

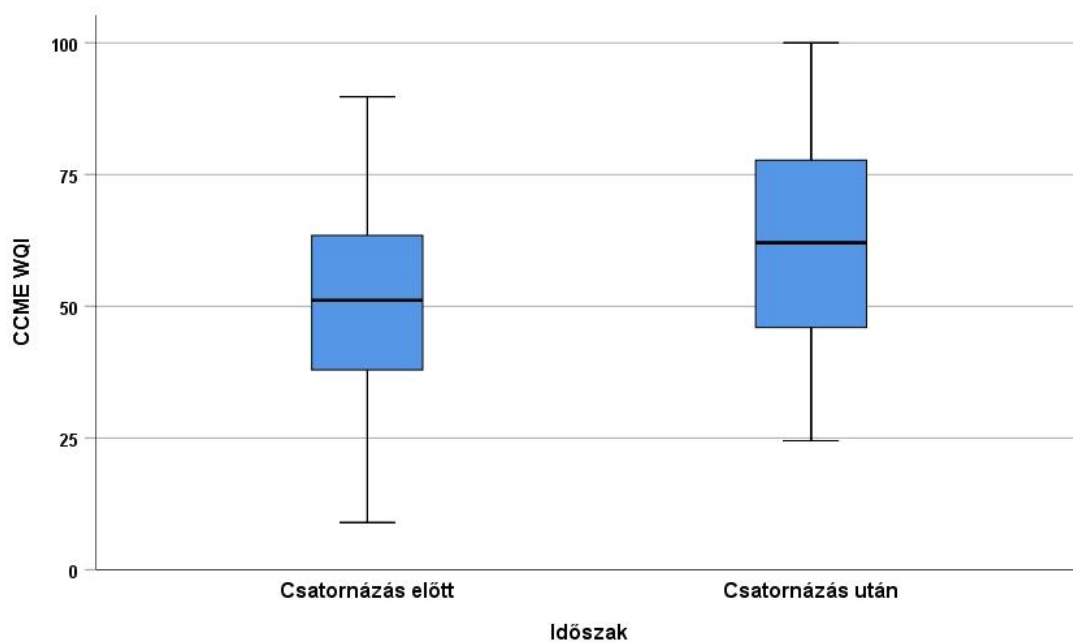
| Osztályozási eredmények ^{a,c} | | Csatornázás időpont | Becsült csoporttagság | | Összesen |
|--|-------|---------------------|-----------------------|------|----------|
| | | | 1 | 2 | |
| Eredeti | Darab | csatornázás előtt | 25 | 15 | 40 |
| | | csatornázás után | 10 | 181 | 191 |
| | % | csatornázás előtt | 62,5 | 37,5 | 100 |
| | | csatornázás után | 5,2 | 94,8 | 100 |
| Keresztvalidált ^b | Darab | csatornázás előtt | 21 | 19 | 40 |
| | | csatornázás után | 10 | 181 | 191 |
| | % | csatornázás előtt | 52,5 | 47,5 | 100 |
| | | csatornázás után | 5,2 | 94,8 | 100 |

a. Az eredeti csoportba tartozó esetek 89,2%-a helyesen lett osztályozva.

b. Keresztvalidáció csupán az elemzésben lévő esetekre lett végezve. A keresztvalidáció során minden esetet azon funkciók alapján osztályozunk, amelyeket az adott eseten kívüli összes esetből származtunk.

c. A keresztellenőrzött csoportosított esetek 87,4%-a helyesen osztályozott.

A vízminőségi mutatók változása és a csatornázás közötti kapcsolatot geostatistikai elemzéssel is alá kívántuk támasztani. A csatornázás előtti és utáni adatsorok a Wilcoxon-féle előjeles rangösszeg próba eredménye szintén szignifikáns különbséget mutat ($p=0,036$), ami szintén a csatornahálózat kiépítésének hatásával magyarázható (10. ábra).



10. ábra. A vízminőség indexek alakulása a csatornázást megelőző és azt követő években
 Figure 10. Index values in the years before and after the establishment of the sewerage network

Konklúzió

Tanulmányunkban települési környezetben vizsgáltuk a szennyvízcsatorna-hálózat kiépülésének és a szennyvízknákból kiáramló szennyvíz megszűnését követő felszín alatti talajvízszint és vízminőség változásokat a CCM WQI vízminőség index, illetve különböző geostatistikai vizsgálatok segítségével. A talajvízszint csatornázás előtti (2013) és azt követő időszakban (2017,2022) bekövetkező változásait a nyári, nagymintás mintavételezések során mért vízszintek alapján értékeltük. Megállapítottuk, hogy a csatornázás előtti évben a talajvízszint a felszínhez igen közel húzódott (<3m). A talajvíz szintje a település belső részein húzódott legmagasabban, míg a legmélyebb víz-állás a település déli területein volt mérhető. A csatornázást követő időszakban a megszűnő szennyvízkiáramlás következtében a talajvíz szintjében erőteljes süllyedés következett be. A csatornázást követő időszakban bekövetkező vízszintcsökkenés átlagos mértéke 1,5-2 méter volt, amely nem magyarázható csupán a csapadékviszonyokban bekövetkező változásokkal, a vízszintcsökkenés oka egyértelműen a szennyvízkiáramlás megszűnésére vezethető vissza. A csatornázás előtti időszakra vonatkozó eredményeink rávilágítanak a település talajvízkészletének erőteljes elszennyeződésére, mely többek között a háztartási szennyvíz nem megfelelő tárolására és a 2014-ig megoldatlan szennyvíztisztításra vezethető vissza. Az általunk használt vízminőségi index a vizsgált talajvízkutak döntő részét szennyezett, vagy erősen szennyezett kategóriákba sorolta. A csatornahálózat kiépítését követő monitoring időszakban (2017-2022) a talajvíz egyértelmű tisztulását mutattuk ki, mely a helyi pontszerű szennyezőforrások felszámolásának eredménye. Ebben az időszakban a település egyre nagyobb területei mutattak megfelelő vagy jó vízminőségi értéket. A markáns pozitív irányú

változásokat Wilcoxon teszttel és diszkriminancia analízissel is igazoltuk. A diszkriminancia analízis során több mint 80%-os valószínűséggel meghatározható volt a víz-kémiai paraméterek alapján, hogy az adott vízminta a csatornázás előtti, vagy az azt követő évből származott-e. Azonban továbbra is kimutatható mértékű a talajvíz szennyezettsége, minden általunk vizsgált paraméter esetében történnek határérték átlépések. Ez jól mutatja azt, hogy a területen felhalmozódott szerves és szervetlen anyagok továbbra is jelen vannak. A tisztulási folyamatok dinamikájának megértéséhez szükséges a további hosszú távú monitoring, melynek eredményei a társadalmi szereplők számára hozzájárulhat a megfelelő környezetvédelmi intézkedések, stratégiák megalkotásához.

Köszönetnyilvánítás (0_TL Köszönetcím)

A Kulturális és Innovációs Minisztérium ÚNKP-23-4-II-DE-1 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott szakmai támogatásával készült.

Irodalom

- 2000/60/EC (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. OJ L327, 22.12.2000.
- Abdalla, F., Khalil, R. 2018: Potential effects of groundwater and surface water contamination in an urban area, Qus City, Upper Egypt. *Journal of African Earth Sciences* 141: 164–178. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jafrsci.2018.02.016>
- Adimalla, N., Qian, H., Tiwari, D. M. 2020: Groundwater chemistry, distribution and potential health risk appraisal of nitrate enriched groundwater: A case study from the semi-urban region of South India. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 207: 111277. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111277>
- Backman, B., Bodiš, D., Lahermo, P., Rapant, S., Tarvainen, T. 1998: Application of a groundwater contamination index in Finland and Slovakia. *Environmental Geology* 36(1-2): 55–64. DOI: <https://doi.org/10.1007/s002540050320>
- Baics T. 2013: Táji-és talajvízszint-változások Kunfehértó térségében. *TÁJÖKÖLÓGIAI LAPOK | JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY*, 11(1), 41-65. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3734>
- Balla D., Kiss E., Zichar M., Mester T. 2023: Vízminőségi monitoring adatok feldolgozása és publikálása WebGIS támogatással = Geoprocessing and publishing water quality monitoring data with WebGIS support. *Geodesia es Kartografia* 75(6): 4–9. <https://doi.org/10.30921/GK.75.2023.6.1>
- Balla, D., Kiss, E., Zichar, M., Mester, T. 2023: Evaluation of groundwater quality in the rural environment using geostatistical analysis and WebGIS methods in a Hungarian settlement, Bátorfő. *Environmental Science and Pollution Research*. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-023-28627-1>
- Bouslah, S., Djemili, L., Houichi, L. 2017: Water quality index assessment of Koudiat Medouar Reservoir, north-east Algeria using weighted arithmetic index method. *Journal of Water and Land Development* 35(1): 221–228. DOI: <https://doi.org/10.1515/jwld-2017-0087>
- Brown. R.M., McClelland N.I., Deininger R.A., Tozer R.G. 1970: A Water Quality Index: Do We Dare? *Water Sewage Works* 117(10): 339–343.
- CPCB.2000: Water quality status of Yamuna River, Central Pollution Control Board, New Delhi, series AD-SORBS/32/1999–2000.
- Cude, C. 2001: Oregon water quality index: A tool for evaluating water quality management effectiveness. *Journal of American Water Resources Association* 37: 125–137. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb05480.x>

- Dinius, S. H. 1987: Design of an index of water quality. *Water Resources Bulletin* 23(5): 833–843. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1987.tb02959.x>
- Dunnette, D. A. 1979: A Geographically Variable Water Quality Index Used in Oregon. *Journal of Water Pollution Control Federation* 51(1): 53–61.
- ESRI 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Horton R. K. 1965: An index number system for rating water quality. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 37(3), 300–306.
- HS 1484-13. Hungarian Standard Water Quality. Part 12: Determination of Nitrate and Nitrite. Content by Spectrophotometric Method. 2009. Letöltés: <http://www.mszt.hu> (2024.01.24.)
- HS 448-18. Hungarian Standard Water Quality. Part 18: Drinking Water Analysis. Determination of Orthophosphate and Total Phosphorus Using Spectrophotometric Method. 2009. Letöltés: <http://www.mszt.hu> (2024.01.24.)
- HS ISO 7150-1:1992 Hungarian Standard Water quality. Determination of ammonium. Part 1: Manual spectrophotometric method. Letöltés: <http://www.mszt.hu> (2024.01.24.)
- HS ISO 21464:1998. Sampling of ground water. Letöltés: <http://www.mszt.hu> (2024.04.18.)
- IBM Corp. Released 2019. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 26.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- Judeh, T., Bian, H., Shahrour, I. 2021. GIS-Based Spatiotemporal Mapping of Groundwater Potability and Palatability Indices in Arid and Semi-Arid Areas. *Water* 13: 1323. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13091323>
- Juhász D. 2022: A talajvíz minőségének állapotfelmérése Mezőkövesd település példáján. *Az elmélet és gyakorlat találkozása a térinformatikában XIII*: 169–176.
- Juhász D. 2021: Mezőkövesd talajvízminőségének állapotfelmérése és értékelése. *Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában XII*: 129–136.
- Jumma, A.J., Mohd, E.T., Noorazuan, M.H. 2012: Groundwater pollution and wastewater management in Derna City, Libya. *International Environmental Research Journal* 6(1): 50–54.
- Kannel, P.R., Lee, S., Lee, Y.S., Kanel, S.R., Khan, S.P. 2007: Application of water quality indices and dissolved oxygen as indicators for river water classification and urban impact assessment. *Environmental Monitoring and Assessment* 132: 93–110. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9505-1>
- Kerényi, A., McIntosh, R.W. 2020: Changes on Earth as a Result of Interaction Between the Society and Nature. In: *Sustainable Development in Changing Complex Earth Systems*. Sustainable Development Goals Series. Springer, DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-21645-0_4
- Khorasani, H., Kerachian, R., Aghayi, M.M., Zahraie, B., Zhu, Z. 2020. Assessment of the impacts of sewerage network on groundwater quantity and nitrate contamination: Case study of Tehran. *World Environmental and Water Resources Congress 2020: Groundwater, Sustainability, Hydro-Climatic/Climate Change, and Environmental Engineering*; American Society of Civil Engineers: Reston, VA, USA, pp. 53–66.
- Központi Statisztikai Hivatal (KSH) http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_zrk006b.html (Letöltve: 2024.01.08.).
- Lumb, A., Halliwell, D., Sharma, T. 2006: Application of CCME Water Quality Index to monitor water quality: A case of the Mackenzie River Basin, Canada”, *Environmental Monitoring and Assessment* 113: 411–429. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9092-6>
- Machiwal, D., Jha, M.K. 2015: Identifying sources of groundwater contamination in a hard-rock aquifer system using multivariate statistical analyses and GIS-based geostatistical modeling techniques. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 4: 80–110. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2014.11.005>
- Majolagbe, A.O., Adeyi, A.A., Osibanjo, O. 2016: Vulnerability assessment of groundwater pollution in the vicinity of an active dumpsite (Olusosun), Lagos, Nigeria. *Chemistry International* 2(4): 232–241.
- Mester T. 2020. A szennyvízcsatorna-hálózat kiépítését követő talajvízminőség-változások vizsgálata egy kelet-magyarországi település példáján. *Doktori értekezés*. Debrecen, pp. 1–171.
- Mester, T., Balla, D., Szabó, G. 2020: Assessment of Groundwater Quality Changes in the Rural Environment of the Hungarian Great Plain Based on Selected Water Quality Indicators. *Water, Air, & Soil Pollution* 231(11): 1–14. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04910-6>
- Mester, T., Balla, D., Karancsi, G., Bessenyei, É., Szabó, G. 2019: Effects of nitrogen loading from domestic wastewater on groundwater quality. *Water SA* 45(3): 349–358. <http://dx.doi.org/10.17159/wsa/2019.v45.i3.6731>

- Mester, T., Balla, D., Szabó, G. 2018: Evaluation of the cleaning process of groundwater following the establishment of a sewage system. IOP Conference Series: Earth and Environmental Sciences 191: 1–6. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/191/1/012009>
- Mester, T., Szabó, G., Bessenyei, É., Karancsi, G., Barkóczi, N., Balla, D. 2017: The effects of uninsulated sewage tanks on groundwater. A case study in an eastern Hungarian settlement. Journal of Water and Land Development 33(4-6): 123–129. DOI: <https://doi.org/10.1515/jwld-2017-0027>
- Nemčić-Jurec, J., Singh, S.K., Jazbec, A., Gautam, S.K., Kovač, I. 2017: Hydrochemical investigations of groundwater quality for drinking and irrigational purposes: two case studies of Koprivnica-Križevci County (Croatia) and district Allahabad (India). Sustainable Water Resources Management 5: 1-24. <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0200-x>
- Nlend, B., Celle-Jeanton, H., Huneau, F., Ketchemen-Tandia, B., Fantong, W.Y., Boum-Nkot, S.N., Etame, J. 2018: The impact of urban development on aquifers in large coastal cities of West Africa: Present status and future challenges. Land Use Policy 75: 352-363. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.007>
- Ott, W.R. 1978: Environmental indices: Theory and practice. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor.
- Prati, L., Pavanello, R., Pesarin, F. 1971: Assessment of surface water quality by a single index of pollution. Water Research 5: 741–775. DOI: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(71\)90097-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(71)90097-2)
- Prohászka V.J., Tormáné Kovács E., Grósz J., Waltner I. 2022: Az ásott kutak vízminősége két ökofaluban: Vinyeszéplakon és Gyűrűfűn. TÁJÖKÖLÓGIAI LAPOK | JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY 20.2 (2022): 41–58. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3449>
- Ravikumar, P., Somashekar, R.K. 2012: Assessment and modelling of groundwater quality data and evaluation of their corrosiveness and scaling potential using environmetric methods in Bangalore South Taluk, Karnataka State, India. Water Resources 39(4): 446–473. DOI: <https://doi.org/10.1134/S0097807812040112>
- Richards, S., Paterson, E., Withers, P. J., Stutter, M. 2016: Septic tank discharges as multi-pollutant hotspots in catchments. Science of the Total Environment 542: 854–863. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.160>
- Rotaru, A., Răileanu, P. 2008: Groundwater contamination from waste storage works. Environmental Engineering & Management Journal 7(6) 731–735.
- Sharifi, M. 1990: Assessment of Surface Water Quality by an Index System in Anzali Basin. In The Hydrological Basis for Water Resources Management, IAHS, Vol. 197, pp. 163–171.
- Smith, D.G. 1987: Water Quality Indexes for Use in New Zealand's Rivers and Streams. Water Quality Centre Publication No. 12, Water Quality Centre, Ministry of Works and Development, Hamilton, New Zealand.
- Smith, D.G. 1990: A better water quality indexing system for rivers and stream. Water Research 24(10): 1237–1244. DOI: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(90\)90047-A](https://doi.org/10.1016/0043-1354(90)90047-A)
- Smoroń, S. 2016: Quality of shallow groundwater and manure effluents in a livestock farm. Journal of Water and Land Development 29(1): 59–66. DOI: <https://doi.org/10.1515/jwld-2016-0012>
- Surfer® from Golden Software LLC
- Swamee, P.K., Tyagi, A. 2007: Improved method for aggregation of water quality subindices. Journal of Environmental Engineering 133: 220–225. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2007\)133:2\(220\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2007)133:2(220))
- Szabó G., Szabó Sz., Szabó A., Szemán B. 2006: A talajvíz kutak szennyezettségének vizsgálata Mikepércsen és Bodrogkeresztúron In: Kertész Á, Dövényi Z., Kocsis K., Madarász B., Kovács A. (szerk.): III. Magyar Földrajzi Konferencia: absztrakt kötet + CD-ROM Budapest, Magyarország, MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, p. 238.
- Wilcoxon, F. 1992: Individual comparisons by ranking methods. In Breakthroughs in statistics. Springer, New York, pp. 196–202.

Assessment of spatial and temporal changes in groundwater quality in a rural municipality using the CCME WQI water quality indicator

D. BALLA¹, E. KISS², M. ZICHAR³, T. MESTER⁴

¹Department of Data Science and Visualization, Faculty of Informatics, University of Debrecen, 4028 Debrecen, Kassai út 26, Hungary; e-mail: balla.daniel@inf.unideb.hu

²Department of Landscape Protection and Environmental Geography, University of Debrecen, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary; e-mail: kiss.emoke@science.unideb.hu

³Department of Data Science and Visualization, Faculty of Informatics, University of Debrecen, 4028 Debrecen, Kassai út 26, Hungary; e-mail: zichar.marianna@inf.unideb.hu

⁴Department of Landscape Protection and Environmental Geography, University of Debrecen, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary; e-mail: mester.tamas@science.unideb.hu

Keywords: water quality index, Báránd, monitoring data, GIS

Abstract: Urban groundwater pollution is a global phenomenon requiring several environmental measures to reduce. In our study, we investigated the changes in water quality following the construction of a sewerage network in a municipal setting between 2013 and 2022 in a long-term monitoring framework by regularly sampling 40 municipal groundwater wells. The changes in groundwater levels before (2013) and after (2017, 2022) the construction of a sewerage network were assessed based on the groundwater levels measured during the sampling. In 2013, the groundwater level was very close to the surface (<3 m). The groundwater level was highest in the inner parts of the municipality, while the most profound water level was measured in the southern parts. The groundwater table measured in 2017 and 2022 showed a sharp decline due to the cessation of sewage discharge. The monitoring data were categorized into water quality categories using the CCME WQI water quality index, which revealed high levels of contamination in the year before the sewerage system was installed (2013), with most wells falling into the contaminated and highly contaminated categories. In the monitoring period following the sewerage, we found a significant positive change in most water chemistry parameters tested (pH, EC, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, COD, Na⁺). Based on thematic point maps, a growing area shows good to fair water quality. This was confirmed by discriminant analysis, as it was possible to determine with 87.4% accuracy whether a given sample was from the pre or post-sewerage period based on the water chemistry parameters. However, eight years after sewerage, inorganic nitrogen forms and organic matter concentrations remain high, indicating that contaminants accumulated in the area are still present. Further long-term monitoring is needed to understand the dynamics of the clean-up processes.

A műre a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:

CC-BY-NC-ND-4.0.

This work is licensed under a

Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.



Tenyésztett és vad mezei nyulak viselkedésének elemzése

BIRÓ ZSOLT, SEBŐK RITA

Magyar Agrár-és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet;
2100 Gödöllő, Páter k. u. 1., e-mail: rita@laarson.hu

Kulcsszavak: magatartás-vizsgálat, zárttéri tartás, volier, kameracsapda, hőkamera

Összefoglalás: A mezei nyúl hazánk egyik legismertebb faja. Az apróvadgazdálkodásban is igen jelentős szerepe van. Fontos ezért ismernünk a mezei nyúl igényeit, viselkedését, hogy megfelelő tervezéssel segíteni tudjuk a jelenlegi állomány helyzetét. A vizsgálat célja volt megválaszolni, hogy a hazai zárttéri mezei nyúl tartás lehet -e megoldás a jelenlegi problémára. Elemeztük a volierben nevelkedett és ott élő egyedek és a szabadban előforduló fajtársaik viselkedését. A vizsgálat Aszód területén és Babatpusztán zajlott, alapját a vadkamerákkal és hőkamerával felvett videók adták. Az eredmények azt mutatták, hogy mindkét vizsgált csoport legfontosabb viselkedési elemei közé tartozik a táplálkozás, és hogy a legtöbb viselkedési formát magányosan végezték. Összességében elmondható, hogy nem tapasztalható jelentős különbség a zárttérben tenyésztett mezei nyulak és a vad egyedek viselkedése között.

Bevezetés

A mezei nyúl hazánk területén mindenhol előfordul, ám a populáció sűrűséget nézve nagyfokú eltérések mutatkoznak. A mezőgazdasági műveléssel érintett régiókban több egyed található, bár ebben is vannak különbségek: Békés, Csongrád, Hajdú-Bihar és Jász-Nagykun-Szolnok vármegyékben a legmagasabb ez az érték (Csányi et al. 2023).

Alapvetően csökkenő tendencia mutatható ki az intenzív mezőgazdálkodás (Kamieniarz et al. 2013), a nagyfokú gép használat (Deák et al. 2021, Steen et al. 2012) és a monokultúrás termelési rendszerek elterjedése miatt (Reichlin et al. 2006), továbbá a folytonos vegyszeres kezelések, a természetes vizek eltűnése is az apróvad populáció további csökkenéséhez vezet (Kovács és Heltay 1993, Smith et al. 2004, 2005). A tenyésztés lehetőséget adhat vadgazdálkodóknak a mezei nyúl populáció csökkenésének megállításában. Az, hogy a mezei nyúl zárttéri tartása mennyire tud eredményes lenni a szabadterületi állomány pótlása szempontjából, ahhoz az egyedek viselkedést kell megnéznünk.

Sokan vizsgálták a mezei nyulak napszakos aktivitását. Az egyedek nappal elsősorban a pihenőhelyükön vannak, alkonyatkor elhagyják azt és éjszaka táplálkoznak (Stott 2003). Télen az állatok gyakran nem mutatnak aktivitást nappal, éjszaka a hímek aktívabbak lehetnek a nőstényeknél, ugyanakkor nyáron ez az ivarok közti eltérés kevésbé látható (Schai-Braun et al. 2012, 2013, Zaccaroni et al. 2013).

A mozgáskörzet méretét, a nyulak mozgási aktivitását is többen tanulmányozták Európa szerte (Bertolino et al. 2013, Kovács és Búza 1988, Misiorowska 2013, Rühe és

Hohmann 2004). Átlagosan 30 ha körüli otthonterületet használnak a mezei nyúl egyedek, de ez ivarok között eltérő lehet, a bakok akár 160 ha-on is mozoghatnak (Misiorowska 2013). Ferretti et al. (2010) az áttelepített mezei nyulak mozgásaktivitásának és otthonterületének vizsgálatakor rámutattak, hogy még a megfelelően látszó élőhelyre történő kibocsátás esetén is messzebbre mozogtak el az áttelepített egyedek, mint az eredeti területen maradt állatok és nagyobb mozgáskörzetük volt. Ezt a tenyésztett nyulak kibocsátásakor is figyelembe kell venni, megfelelő komplex élőhelyre érdemes csak kibocsátani az egyedeket. Ullmann et al. (2023) szintén azt találták, hogy a diverzebb élőhelyen a nyulak viselkedés elemei közül a pihenés volt gyakoribb és kevesebbet mozogtak, sőt a táplálkozással is kevesebb időt töltöttek el. Ha tenyésztett és kibocsátott mezei nyulakkal szeretné a vadgazdálkodó segíteni a természetes állományt, akkor kérdéses, hogy a kibocsátott egyedek viselkedése mennyiben tér majd el a szabadban született fajtársaikétól, mert ez befolyásolja a túlélésüket.

Vizsgálatunkban elemeztük a zárt térben tenyésztett mezei nyulak félvad körülmények közötti és a vadon élő nyulak természetes körülmények közötti viselkedését elemeztük. Az alábbi célokat fogalmaztuk meg:

1. A zárt térben tenyésztett és a vad mezei nyulak viselkedés elemei közül melyek fordulnak elő gyakrabban?
2. Mindkét csoport esetében a napnyugta utáni aktivitás esetén a táplálkozás-e a leggyakrabban előforduló viselkedésem?
3. Szeles időben a táplálkozási viselkedés előfordulási gyakorisága mindkét csoport egyedénél lecsökken-e?
4. A tenyésztett mezei nyulak esetében a figyelés viselkedés elem ritkábban fordul-e elő, mint a vadon született egyedeknél?

Anyag és módszer

A megfigyelések Pest megyében Aszód, illetve Babatpuszta területén zajlottak. Aszódon különböző kultúrák, tarló, szántás, illetve tábla széleken készültek a felvételek. Babatpusztán az elkerített volierben megtalálhatóak voltak a cserjés, fás foltok, a gyepek és keskeny sávokban mezőgazdasági parcellák.

A zárttéri nyulakról 2020 júliusától 2020 októberéig készültek a felvételek az UOVision UM785-4G Cloud típusú vadkamerákkal a volierben. Összesen 317 darab felvétel készült, átlagosan 4-5 egyed volt egyszerre a belátott területen. A kamerák mozgás érzékeléskor 10 mp-es felvételeket rögzítettek. Aszód területén élő vadnyulakról nappali és éjszakai felvételek készültek hőkamerával 2020 októberétől 2021 májusáig. Összesen 60 darab felvétel készült és átlagosan 4-5 egyed volt egyszerre belátható a területen.

Minden videófelvétel elemzését TimeLapse 2.0 szoftverrel végeztük, a megfigyelt viselkedést kategóriákra bontottuk hasonlóan, mint Ullmann et al. (2023) németországi vizsgálatukban, melyek a következők voltak: táplálkozás, figyelés,

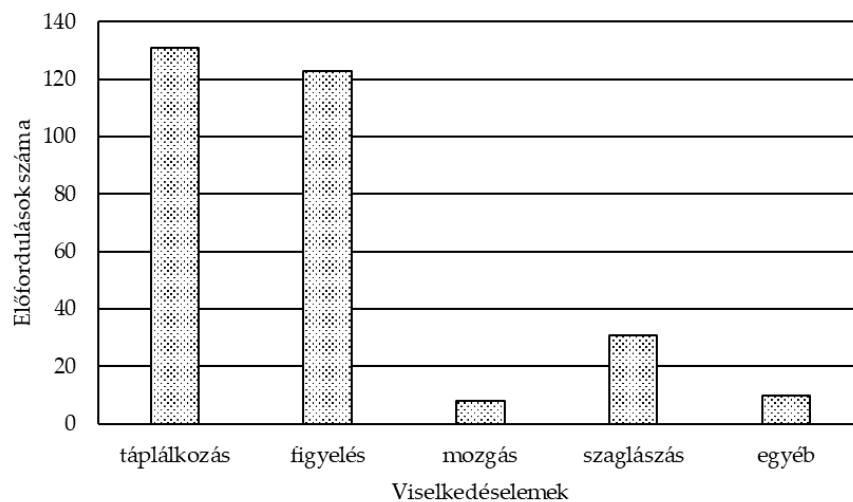
mozgás, szaglászás, egyéb. A táplálkozás során az állat egy helyben van vagy lassan mozog előre és a feje oldalra vagy fel-le ingadozik a talajszinten. A mozgás minden egyéb elmozdulás (futás, ugrás, lassú haladás oly módon, hogy a fej magasban van). A figyelés során az állat a hátsó lábaira áll/ül és figyel akár a fej forgatásával. A szaglászás több esetben a táplálkozáshoz kapcsolódik, de önállóan is megfigyelhető volt, hogy az állat az orrával közelít a növényekhez és megszagolja azokat, vagy a levegőben szaglászik az orrával. Az egyéb kategóriába került a pihenés, illetve a tisztálkodás, ami sok esetben egyszerre zajlott. Pihenéskor az állat elnyújtott testtel fekszik és nem táplálkozik közben. A tisztálkodás során saját magát nyalogatja, vakarózik, nyújtózkodik, rázza magát.

Az ezen kategóriák alapján készített oszlopdiagramok az előfordulási gyakoriságot ábrázolják, hányszor fordultak elő az egyes magatartáselemek a teljes megfigyelési időszak alatt. A tenyésztett nyulak és a vadnyulak közötti viselkedés eltérését is vizsgáltuk.

A magányos és a csoportos viselkedés, illetve a viselkedéselemek előfordulásának napszakos és időjárástól függő eloszlását mindkét mintapopuláció egyedeinél Chi² próbával hasonlítottuk össze.

Eredmények és megvitatásuk

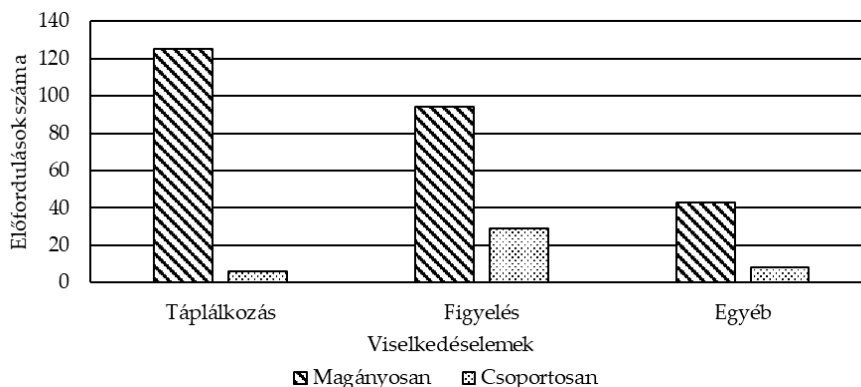
Bekerített nyulak esetén a két fő tevékenység a táplálkozás és a figyelés (1. ábra).



1. ábra. A viselkedéselemek előfordulásának gyakorisága a félvad körülmények között tartott zárttérben nevelt mezei nyulak esetében 2020. július–október

Figure 1. Frequency of occurrence of behavioral elements of the reared brown hares in the fenced area between July and October 2020

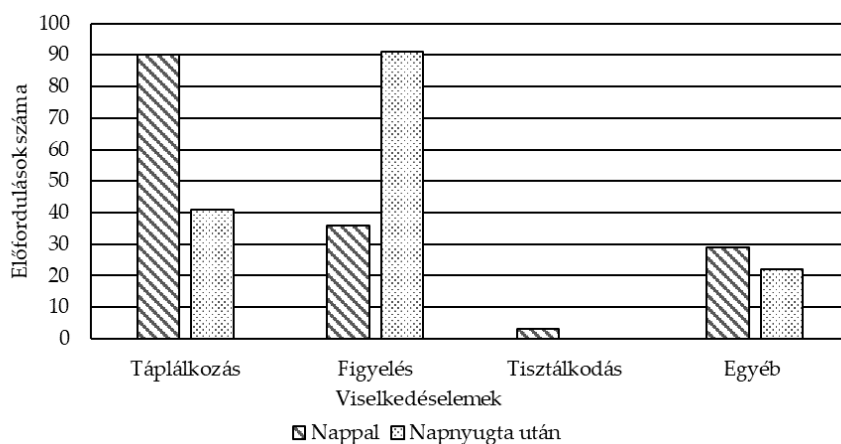
A 2. ábrán jól látható, hogy előnyben részesítik a magányos életmódot. A két eloszlás szignifikánsan különbözött egymástól (Chi²=19,03, df=2, p=0,001), ha csoportosan voltak, akkor sokkal gyakrabban figyeltek és kevesebb időt töltöttek táplálkozással, mint amikor egyedül járták a területet.



2. ábra. A zárttérben nevelt mezei nyulak leggyakoribb viselkedéseleinek megoszlása félvad körülmények között aszerint, hogy hány egyed végzi, 2020. július–október

Figure 2. Distribution of the most common behaviours of the reared brown hares in the fenced area according to how many individuals perform them between July and October 2020

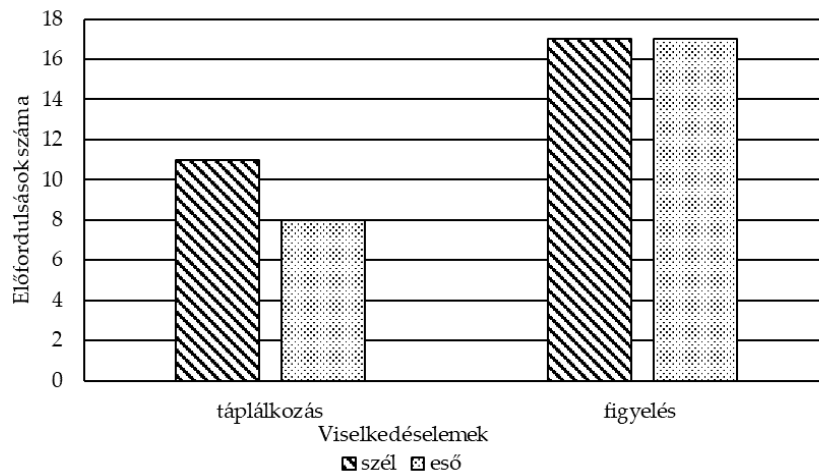
Míg a táplálkozást előnyben részesítették a nappali órákban, addig a figyelmet inkább az esti órákban végezték, tisztálkodás csak napnyugta előtt volt, az egyéb kategória pedig szintén a nappali órákban volt gyakori (3. ábra). A két időszakban a viselkedéselemek előfordulása szignifikánsan eltért egymástól ($\text{Chi}^2 = 46,06$, $\text{df} = 3$, $p = 0,001$).



3. ábra. A zárttérben nevelt mezei nyulak leggyakoribb viselkedéseleinek megoszlása félvad körülmények között napszakok alapján, 2020. július–október

Figure 3. Distribution of the most common behaviours of the reared brown hares in the fenced area by the time of day between July and October 2020

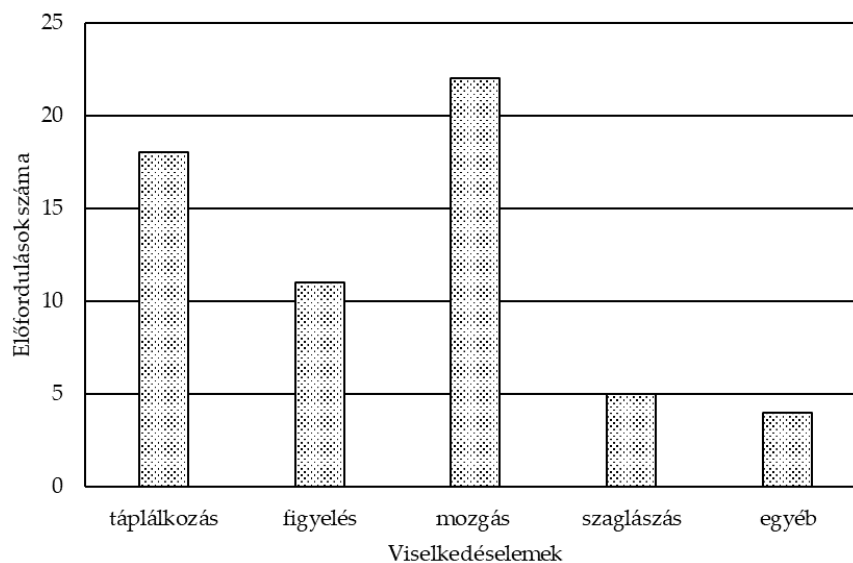
A 4. ábráról jól leolvasható, hogy szeles időjárás esetén a táplálkozás gyakoribb volt, mint esőben, ugyanakkor az is látszik, hogy a figyelés sokkal gyakoribb volt minden zavaró időjárási körülmény esetén. A két eloszlás szignifikánsan eltérést egymástól, szeles időben gyakrabban táplálkoztak, mint esőben ($\text{Chi}^2 = 6,91$, $\text{df} = 1$, $p = 0,031$).



4. ábra. A zárttérben nevelt mezei nyulak viselkedéselemeinek megoszlása félvad körülmények között az időjárási viszonyok szerint, 2020. július–október

Figure 4. Distribution of behaviours of the reared brown hares in the fenced area by weather conditions between July and October 2020

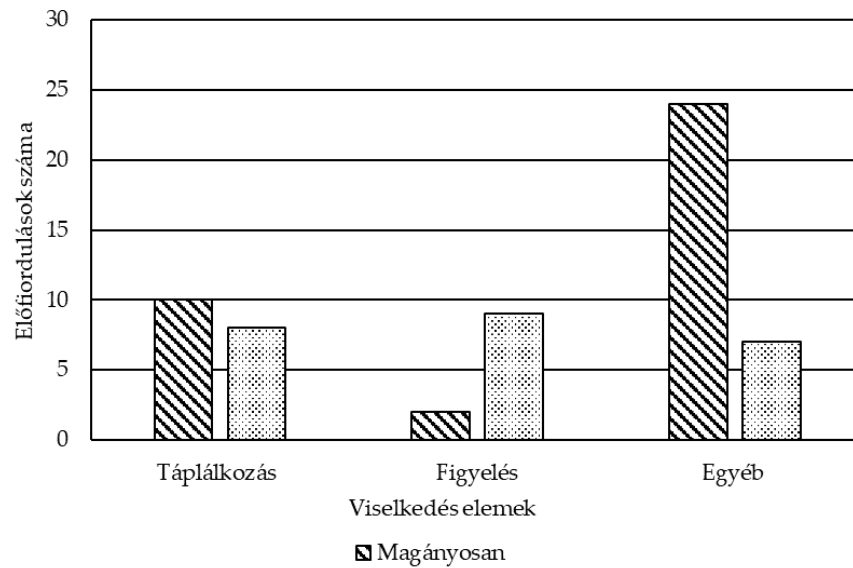
Vadnyulak esetében a legtöbbször mozgást lehetett látni, és ezt követi a táplálkozás majd a figyelés (5. ábra).



5. ábra. A vad mezei nyulak viselkedéselemeinek előfordulási gyakorisága természetes körülmények között, 2020. október – 2021. május

Figure 5. Frequency of occurrence of the behavioural elements of the wild brown hares in natural habitats between October 2020 and May 2021

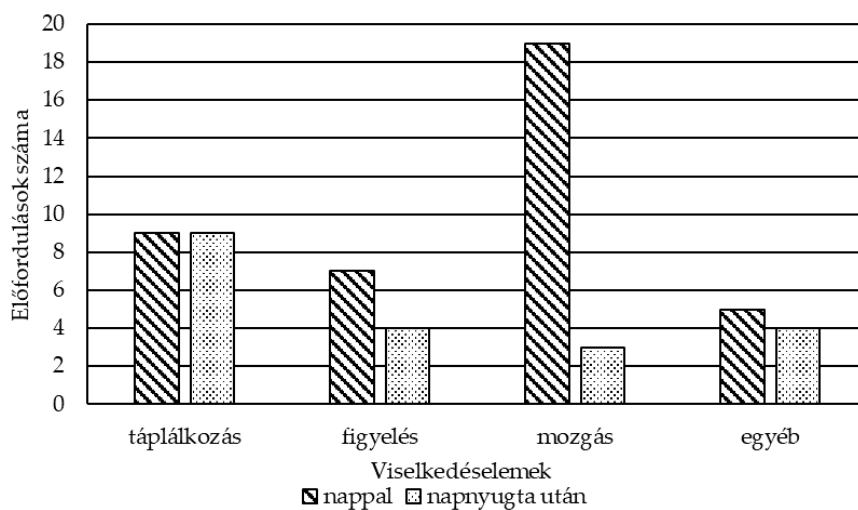
A 6. ábra jól mutatja, hogy táplálkozni inkább magányosan szokott, figyelni több egyed egyszerre, csoportosan, míg az egyéb kategóriát (tisztálkodás, fülvakarás, nyújtózkodás, vakaródzás) magányosan részesíti előnyben. A két eloszlás szignifikánsan eltért egymástól ($\text{Chi}^2 = 12,08$, $\text{df} = 2$, $p = 0,002$).



6. ábra. A vad mezei nyulak leggyakoribb viselkedéselemeinek megoszlása természetes körülmények között aszerint, hogy hány egyed végzi, 2020. október – 2021. május

Figure 6. Distribution of the most common behaviours of the wild brown hares in natural habitats according to how many individuals perform them between October 2020 and May 2021

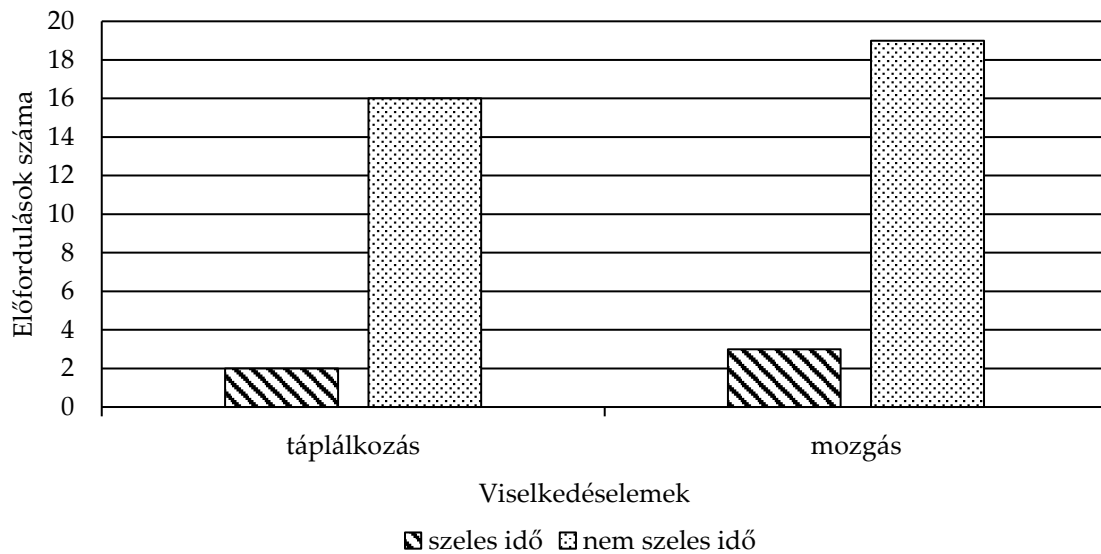
A 7. ábrán látható, hogy a táplálkozáson kívül elsősorban nappal végezte a tevékenységeit. A táplálkozás pedig fele-fele arányban történt nappal, illetve napnyugta után. A két eloszlás között nem mutatható ki szignifikáns eltérés ($\text{Chi}^2=6,64$, $\text{df}=3$, $p=0,084$).



7. ábra. A vad mezei nyulak leggyakoribb viselkedéselemeinek megoszlása természetes körülmények között napszakok alapján, 2020. október – 2021. május

Figure 7. Distribution of the most common behaviours of the wild brown hares in natural habitats by the time of day between October 2020 and May 2021

A 8. ábra alapján az látszik, hogy szeles időben kevésbé jönnek elő a búvóhelyeikről a vadnyulak, de a tevékenységek megjelenése egyforma volt egy adott időjárási körülmény esetén ($\text{Chi}^2 = 0,06$, $\text{df} = 1$, $p = 0,81$).



8. ábra. A vad mezei nyulak viselkedéselemeinek megoszlása természetes körülmények között az időjárási viszonyok szerint, 2020. október – 2021. május

Figure 8. Distribution of behaviours of the wild brown hares in natural habitats by weather conditions between October 2020 and May 2021

Ahogy az 1. ábra is mutatja, a féltermészetes élőhelyen lévő nyulak esetében a két fő cselekvés a figyelés és a táplálkozás volt, míg a vadnyulak esetében ezt a szerepet a mozgás és táplálkozás töltötte be, mely jól látható az 5. ábrán. Farkas (1980) vizsgálatában arra a következtetésre jutott, hogy a monokultúras, nagytáblás gazdálkodás több mozgásra kényszeríti a nyulakat, ha megfelelő táplálékforrást szeretnének találni. Hasonlóan Ullmann et al. (2023) azt találták, hogy az alacsony diverzitású agrárterületeken a nyulak többet mozognak, ami növelheti a mortalitásukat és csökkentheti a szaporodási sikerességet. Ez magyarázhatja a vadnyulak esetében megfigyelt gyakoribb mozgásaktivitást, míg a volierben az egyedek kis területen változatos tápláléknövényeket találhattak, így több időt tölthettek táplálkozással. Ullmann et al. (2023) javasolják, hogy növelni kell az élőhelyek változatosságát. Ezt a nagyobb táblák felszabdolásával (Batáry et al. 2017) vagy gazdagabb szegélyvegetációk telepítésével (beporzósávok: Sliwinski et al. 2019), de más agrár-környezetgazdálkodási elemekkel is el lehet érni (Fischer et al. 2011). Az ilyen diverz élőhelyekre kiengedett tenyésztett mezei nyulak túlélési esélye nagyobb lesz, hiszen kevesebbet kell mozogniuk (Ferretti et al. 2010, Ullmann et al. 2023) és a táplálkozás mellett több idejük jut figyelésre is, amit a vizsgálatunk szerint gyakran mutattak, így ez segítheti a sikeres ragadozó elkerülést és a túlélési esélyüket növeli.

Ezeket a tevékenységeket a volieres nyulak túlnyomó részt magányosan (2. ábra), a vadnyulak ezzel szemben a figyelést csoportosan végezték, a többi tevékenységet viszont magányosan, amit a 6. ábra szemléltet. A csoportos viselkedés alacsonyabb előfordulási gyakorisága csökkentheti a tenyésztett nyulak esélyét a ragadozókkal szemben, mivel a csoportban nő a figyeléssel töltött összidő, ezáltal kisebb valószínűséggel képesek a ragadozók megközelíteni a nyulakat (Krebs és Davies 1993).

A nyulak aktivitási mintázata kissé eltért a vizsgált csoportok között. A volieres nyulaknál a figyelés gyakorisága jellemzően megnőtt napnyugta után, a többi viselkedési forma pedig a nappali órákban volt gyakoribb. Hasonlóan magasabb volt a figyelés gyakorisága a szabadban élő nyulaknál, amikor aktívak volt Lush et al. (2016) vizsgálatában. Ez a hasonló viselkedés változás javíthatja a kibocsátott tenyésztett nyulak túlélési esélyét. A vadon született nyulaknál 50-50%-ban volt nappal és napnyugta után a táplálkozás, de éjszakára megnőtt az előfordulási gyakorisága, míg az egyéb viselkedési elemeket a nappali órákban láthattuk többet (sokat mozogtak, ami az élőhely gyengébb minősége miatt lehetett, ld. Ullmann et al. 2023). Azaz a tenyésztett állatok, eltérően a vadnyulaktól inkább nappal táplálkoztak, ami a magányos viselkedésük miatt kockázatosabb lehet a ragadozó madarak aktivitása miatt a szabad területre történő kiengedésük után, amennyiben akkor is nappali táplálékkereső viselkedést fognak folytatni. Zaccaroni et al. (2013) ezzel szemben olaszországi vizsgálatukban GPS –es nyakörvekkel jelölt állatok segítségével azt mutatták ki, hogy a mezei nyulak nappal inaktívak és éjszaka mozognak.

Schai-Braun (2013) kutatása ugyanakkor ennél variábilisabb aktivitási mintázatot írt le. A mezei nyulak napi aktivitása két különböző csúcsot mutatott. Ha a napnyugta vagy a napfelkelte korábban következett be, a mezei nyulak maximális aktivitási csúcspontjai napnyugta vagy napkelte után következtek be, ezzel szemben az aktivitási csúcsok napnyugta vagy napkelte előttre tolódtak, amikor a napnyugta vagy a napfelkelte később volt. Nyáron, amikor az éjszakák valószínűleg túl rövidek ahhoz, hogy a nyulak fedezni tudják energiaszükségleteiket, a vizsgált állatok rendszeresen mutattak aktivitási csúcsokat teljes nappali fényben. Összességében az eredmények azt adták, hogy bár a nappali fényviszonyok általában szabályozzák az emlősök nappali mozgásaktivitási mintázatát, más egyéb tényezők is szerepet játszhatnak e szabályozás módosításában a mezei nyulaknál.

A viselkedés hasonló változását, azaz a nappali aktivitás megnövekedett részarányát mutatta ki Holley (2001) is angliai vizsgálatában. Az egyedek a téli teljes éjszakai aktivitásból tavasszal egyre nagyobb mértékben átcúsztak a nappali aktivitásba is.

Időjárási tényezőket (4. ábra) tekintve a bekerített területen (volier) élő nyulaknál a figyelés 50-50%-ban fordult elő esőben és szélben is, a táplálkozás viszont szeles időben gyakoribb volt, mint esőben. Ezzel szemben a vadnyulak szeles időben nem igazán voltak aktívak. Ez szintén növelheti a tenyésztett nyulak esetében a predáció kockázatát, mert szélben esetleg kevésbé hallják meg a közelítő ragadozót, bár a szagát messzebből hozhatja feléjük a légmozgás.

Ami megegyezik a kétféle nyúl viselkedésében az az, hogy a legfontosabb viselkedési elem közé tartozik a táplálkozás, mivel ez alapvető a túlélés szempontjából. Mivel a mezei nyúl magányos életmódot folytat, így nem meglepő az elért eredmény, miszerint mindkét esetben több volt a magányos viselkedési elemek előfordulása, mint a csoportos.

Eltéréseket is láthatunk, például a vadnyulaknál a mozgás volt a második leggyakoribb viselkedési elem, amely adódhat abból, hogy számára korlátlan

kiterjedésű terület áll rendelkezésre, illetve sokkal inkább ki van téve a különböző ragadozóknak, mint zárttéri társai. Utóbbi következtetésből adódhat a vadnyulak csoportos figyelése is, így segítve egymást az esetleges menekülésre ragadozók megjelenése esetén.

Összességében elmondható, hogy nincsenek kiugró eltérések a vizsgált csoportok között, érdemes lenne a jövőben többet foglalkozni a hazai zárttéri mezei nyúl tartással, mellyel a vadgazdálkodók javíthatnának a populáció csökkenő trendjén.

Irodalom

- Batáry, P., Gallé, R., Riesch, F., Fischer, C., Dormann, C.F., Mußhoff, O., Császár, P., Fusaro, S., Gayer, C., Happe, A.-K., Kurucz, K., Molnár, D., Rösch, V., Wietzke, A., Tschardtke, T. 2017: The former Iron Curtain still drives biodiversity–profit trade-offs in German agriculture. *Nature Ecology & Evolution* 1: 1279–1284. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0272-x>
- Bertolino, S., di Montezemolo, N.C., Perrone, A. 2013: Habitat use of coexisting introduced eastern cottontail and native European hare. *Mammalian Biology* 78: 235–240. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2013.02.002>
- Csányi S., Márton M., Bóti Sz., Schally G. 2023: Vadgazdálkodási Adattár - 2022/2023. vadászati év. MATE VTI, Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő, 70 pp.
- Deák, G., Katona, K., Biró, Z. 2021: Exploring the use of a carcass detection dog to assess mowing mortality in Hungary. *Journal of Vertebrate Biology* 69: 20089. 1-9. DOI: <https://doi.org/10.25225/jvb.20089>
- Farkas D. 1980: Tovább csökken a mezei nyúl száma? *Nimród*, 100(10): 440–442.
- Ferretti, M., Paci, G., Porrini, S., Galardi, L., Bagliacca, M. 2010: Habitat use and home range traits of resident and relocated hares (*Lepus europaeus*, Pallas). *Italian Journal of Animal Science* 9: e54. DOI: <http://dx.doi.org/10.4081/ijas.2010.e54>
- Fischer, C., Thies, C., Tschardtke, T. 2011: Small mammals in agricultural landscapes: opposing responses to farming practices and landscape complexity. *Biological Conservation* 144: 1130–1136. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.032>
- Holley, A.J.F. 2001: The daily activity period of the brown hare (*Lepus europaeus*). *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* 66(6): 357–364.
- Kamieniarz, R., Voigt, U., Panek, M., Strauss, E., Niewegłowski, H. 2013: The effect of landscape structure on the distribution of brown hare *Lepus europaeus* in farmlands of Germany and Poland. *Acta Theriologica* 58: 39–46. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13364-012-0091-z>
- Kovács, Gy., Búza, Cs. 1988: A mezei nyúl mozgáskörzetének jellemzői egy erdőszűrt és egy intenzíven művelt mezőgazdasági élőhelyen. *Vadbiológia* 2: 67–84.
- Kovács Gy., Heltay I. 1993: A mezei nyúl. *Ökológia, gazdálkodás, vadászat*. Hubertus Bt. és Magyar Mezőgazdaság Kft., Gödöllő, p. 177.
- Krebs, J.R., Davies, N.B. 1993: *An Introduction to Behavioural Ecology*. 3rd Edition, Blackwell Science, Oxford.
- Lush, L., Ellwood, S., Markham, A., Ward, A. I., Wheeler, P. 2016: Use of tri-axial accelerometers to assess terrestrial mammal behaviour in the wild. *Journal of Zoology* 298: 257–265. DOI: <https://doi.org/10.1111/jzo.12308>
- Misiorowska, M. 2013: Annual and seasonal home range and distances of movements of released hares (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) in Central Poland. *Folia Zoologica Brno* 62: 133–142. DOI: <https://doi.org/10.25225/fozo.v62.i2.a9.2013>
- Reichlin, T., Klansek, E., Hackländer, K. 2006: Diet selection by hares (*Lepus europaeus*) in arable land and its implications for habitat management. *European Journal of Wildlife Research* 52: 109–118. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-005-0013-3>

- Rühe, F., Hohmann, U. 2004: Seasonal locomotion and home-range characteristics of European hares (*Lepus europaeus*) in an arable region in central Germany. *European Journal of Wildlife Research* 50: 101–111. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-004-0049-9>
- Schai-Braun, S. 2013: Daily activity pattern, space use and habitat preferences of the European hare (*Lepus europaeus*). PhD Thesis, University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, p. 87.
- Schai-Braun, S.C., Rödel, H.G., Hackländer, K. 2012: The influence of daylight regime on diurnal locomotor activity patterns of the European hare (*Lepus europaeus*) during summer. *Mammalian Biology* 77: 434–440. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2012.07.004>
- Schai-Braun, S.C., Weber, D., Hackländer, K. 2013: Spring and autumn habitat preferences of active European hares (*Lepus europaeus*) in an agricultural area with low hare density. *European Journal of Wildlife Research* 59: 387–397. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0684-5>
- Sliwinski, K., Ronnenberg, K., Jung, K., Strauß, E., Siebert, U. 2019: Habitat requirements of the European brown hare (*Lepus europaeus* Pallas 1778) in an intensively used agriculture region (Lower Saxony, Germany). *BMC Ecology* 19: 1–11. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12898-019-0247-7>
- Smith, R.K., Jennings, N.V., Robinson, A., Harris, S. 2004: Conservation of European hares (*Lepus europaeus*) in Britain: Is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? *Journal of Applied Ecology* 41: 1092–1102. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00976.x>
- Smith, R.K., Jennings, N.V., Harris, S. 2005: A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares (*Lepus europaeus*) in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review* 35: 1–24. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2005.00057.x>
- Steen, K.A., Villa-Henriksen, A., Therkildsen, O.R., Green, O. 2012: Automatic detection of animals in mowing operations using thermal cameras. *Sensors (Switzerland)* 12: 7587–7597. DOI: <https://doi.org/10.3390/s120607587>
- Stott, P. 2003: Use of space by sympatric European hares (*Lepus europaeus*) and European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in Australia. *Mammalian Biology* 68: 317–327. DOI: <https://doi.org/10.1078/1616-5047-00099>
- Ullmann, W., Fischer, C., Kramer-Schadt, S., Walzl, K.P., Eccard, J.A., Wevers, J.P., Hardert, A., Sliwinski, K., Crawford, M.S., Glemnitz, M., Blaum, N. 2023: The secret life of wild animals revealed by accelerometer data: how landscape diversity and seasonality influence the behavioural types of European hares. *Landscape Ecology* 38: 3081–3095. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-023-01765-0>
- Zaccaroni, M., Biliotti, N., Buccianti, A., Calieri, S., Ferretti, M., Genghini, M., Riga, F., Trocchi, V., Dessì-Fulgheri, F. 2013: Winter locomotor activity patterns of European hares (*Lepus europaeus*). *Mammalian Biology* 78: 482–485. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2013.07.001>

Analysis of the behavior of wild and reared brown hares

ZSOLT BIRÓ, RITA SEBŐK

Hungarian University of Agriculture and Life Sciences
Institute for Wildlife Management and Nature Conservation,
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: biro.zsolt@uni-mate.hu, rita@laarson.hu

Keywords: ethology, enclosed gamekeeping, aviary, camera trapping, thermal camera

Abstract: The brown hare is one of the best-known species in our country. It also plays a vital role in small-game management. Therefore, it is important to know the needs and behaviour of the brown hare, so that we can help the current population situation with appropriate planning. The aim of the study was to answer the question whether brown hare farming could be a solution to the current problem. We analysed the behaviour of individuals reared and living in aviaries and their wild counterparts. The investigation was carried out in Aszód and Babatpuszta, based on videos recorded by trail cameras and thermal cameras. The results showed that the most important behaviours of both groups studied included eating, and most behaviours were performed solitarily. On the whole, there is not much difference between the behavior of the reared brown hares and the wild individuals.

*A műre a Creative Commons4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.*

*This work is licensed under a
Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.*



A városi növekedés területhasználati és morfológiai aspektusai 12 hazai város példáján

IVÁNCICS VERA¹, FILEPNÉ KOVÁCS KRISZTINA²

¹ Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Tájépítészeti, Településtervezési és Díszkertészeti Intézet, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék, 1118 Budapest, Villányi út 29-43.;

e-mail: ivancics.vera@uni-mate.hu

² Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Tájépítészeti, Településtervezési és Díszkertészeti Intézet, Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék, 1118 Budapest, Villányi út 29-43.;

e-mail: filepne.kovacs.krisztina@uni-mate.hu

Kulcsszavak: Corine, urbanisztika, városi morfológia, szétterülés, fenntartható területhasználat

Összefoglalás: A városok a figyelem középpontjába kerültek az elmúlt évtizedben gazdasági, társadalmi jelentőségüknek köszönhetően. Fejlődésük, illetve ennek vizsgálata a kutatások kedvelt témája. A bemutatott kutatás az elmúlt 30 év területhasználati változásait tekinti át 1990-től 2018-ig 12 magyarországi nagy- és középváros bemutatásával. A Corine területhasználat-változási adatbázis eredményeit áttekintve a cikk kitér a városok közigazgatási területén, illetve a várostest peremén megjelenő új mesterséges felszín térképi és területi bemutatására, funkcióként elemezve a változásokat. Morfológiai szempontból bemutatja, hogy a városok mely irányba növekedtek és ez a növekedés mennyiben befolyásolta a kompaktságukat. Megállapítható, hogy a legnagyobb kiterjedésben lakó és gazdasági területek jelentek meg a közigazgatási területen belül és a város peremén egyaránt, de minden város esetén egyedi sajátosságok rajzolódnak ki adottságaik szerint. A legtöbb város esetén csökkent a kompaktság, ennek mértéke eltérő. Békéscsaba, Sopron, Szeged városok az 1990-es állapothoz képest kompaktabb várostesttel rendelkeznek.

Bevezetés

Az elmúlt években az urbanizációs folyamatok nyomán egyre nagyobb figyelem összpontosul a városokra. A gazdasági fejlődés innovatív központjai, de itt összpontosulnak gazdasági, társadalmi és környezeti problémák is (EC 2011). A városok fejlődése nyomán területük is növekszik, beépülnek olyan városperemi területek, melyek korábban zártkerteknek, mezőgazdasági tevékenységnek vagy természetes élőhelyeknek adtak otthont. Az erőforrások takarékos használata jegyében kevés szó esik a városi használatba vont földterületek miatt csökkenő talajról, mely Magyarország egyik legfontosabb, feltételelesen megújuló erőforrása (Csete et al. 2013). Ennek jegyében foglalták bele a Nemzeti Fejlesztés 2030 – Országos Fejlesztési és Területfejlesztési Konceptióról (OFTK) szóló 1/2014. (I.3) OGY határozatba a városok szétterülésének és a kontrollálatlan városnövekedés elkerülését, a fenntartható és kompakt városszerkezet kialakítását, és a városkörnyék integrált és tudatos térségi fejlesztését, mint területfelhasználási elveket. A hazai területrendezési szabályozás (Országos Területrendezési

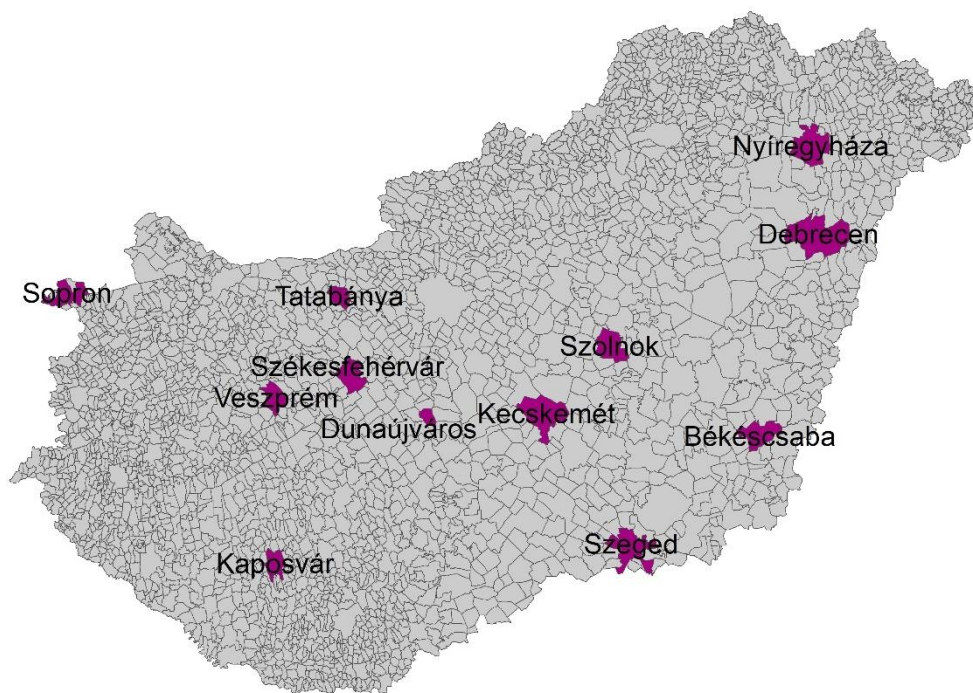
Terv, OTrT) 2018 előtt nem tartalmazott kompaktságra való ösztönzést, ezek az elvek inkább városi szintű stratégiákban, esetlegesen jelentek meg.

A hazai városok tekintetében a Budapest és a budapesti agglomeráció növekedésével foglalkozó tanulmányok száma kiemelkedő (például Lennert et al. 2020, Kovács et al. 2019, Cegielska et al. 2018, Egyedné Gergely 2014, Schuchmann 2013, Tosics 1998), azonban kevésbé, vagy csak példaként jelennek meg hazai közép- és nagyvárosaink (Plieninger et al. 2016). Külön érdekessége a témának a rendszerváltás utáni időszak jellegzetességei (a megjelenő működőtőke, átalakuló önkormányzati struktúra, nagyberuházások és szuburbanizáció) nyomán megjelenő területi változások bemutatása. A kutatás során megfogalmazott cél, hogy bemutatásra kerüljenek a fővároson kívüli városok területi változásai és annak városmorfológia jellemzői: Hol jelentek meg új mesterséges felszínek a város környékén a rendszerváltás után? Milyen funkciókkal bírnak ezek a területek? Hogyan hatott a városok szétterülésére az új beépítés?

A kérdések megválaszolása érdekében 12 hazai város esetében részletes elemzést közöl a cikk, a Corine felszínborítási és felszínborítás-változási adatbázisokra nemzetközi szakirodalomban is használt kompaktsági mutatóra támaszkodva. Az eredmények alapján városaink csoportosítása és a változások térképes bemutatása is megjelenik a cikkben.

Anyag és módszer

A vizsgálat 12 hazai közép- és nagyváros közigazgatási területére és a várostest peremén megjelenő új mesterséges felszínre fókuszál 1990 és 2018 között. A kiválasztás során a cél, hogy bizonyítottan térségi kapcsolatokkal rendelkező, mégis eddig kevésbé vizsgált területek jelenjenek meg. A kritériumok nyomán a funkcionális városi területek (FVT) (Dijkstra et al. 2019, OECD 2013, 2012) és településegységek (KSH 2014, *settlement group*) meghatározásainak közös metszetére esett a választás. A két lehatárolás egyértelmű definícióit széles körben használják a nemzetközi és hazai kutatásokban és a statisztikai rendszerekben. Míg a FVT definíciója a népesség területi eloszlása mentén dolgozik, úgy a KSH (2014) több mutató bevonásával azonosítja központi város és a környezete közötti kapcsolatot (Iváncsics-Filepné Kovács 2018). Ezek közös metszete adta a 12 vizsgálandó várost: Békéscsaba, Debrecen, Dunaújváros, Kaposvár, Kecskemét, Nyíregyháza, Sopron, Szeged, Székesfehérvár, Szolnok, Tatabánya, Veszprém. A fővárost a kutatás nem vette figyelembe, annak széles körű feldolgozottsága és egyedi fejlődési pályája miatt. A városok jellemző adatait az 1. táblázat, elhelyezkedésüket az 1. ábra mutatja be.



1. ábra. Az elemzésbe vont városok közigazgatási területe Magyarországon
 Figure 1. The administrative area of the cities included in the analysis is Hungary

1. táblázat. Az elemzésbe vont települések népesség és terület adatai (KSH Helységnévtár 2018)
 Table 1. Population and area of municipalities in the study
 (KSH The Detailed Gazetteer of Hungary 2018)

| Város | Lakosság (1990) | Lakosság (2018) | Közigazgatási terület (hektár, ha) | Városterest területe (1990, ha) | Városterest terü- lete (2018, ha) |
|----------------|--------------------|--------------------|--|---------------------------------------|---|
| Békéscsaba | 67 922 | 60 137 | 19 390 | 1 979 | 2 246 |
| Debrecen | 211 455 | 203 493 | 46 170 | 5 118 | 6 351 |
| Dunaújváros | 59 569 | 46 228 | 5 267 | 1 642 | 1 833 |
| Kaposvár | 72 412 | 63 778 | 11 360 | 1 714 | 1 880 |
| Kecskemét | 105 067 | 110 974 | 32 140 | 2 537 | 3 175 |
| Nyíregyháza | 116 646 | 120 086 | 27 450 | 2 575 | 4 731 |
| Sopron | 54 560 | 58 458 | 16 900 | 1 156 | 1 461 |
| Szeged | 172 758 | 163 763 | 17 090 | 4 544 | 5 117 |
| Székesfehérvár | 109 526 | 97 190 | 18 720 | 3 076 | 3 402 |
| Szolnok | 80 345 | 71 084 | 28 090 | 2 788 | 3 100 |
| Tatabánya | 76 171 | 69 092 | 17 090 | 2 230 | 2 306 |
| Veszprém | 63 131 | 56 361 | 12 690 | 1 359 | 1 629 |

A vizsgálat a települések közigazgatási területe mellett a várostesthez szorosan kapcsolódó peremterületekre fókuszál, azokra, melyekkel a várostest területe növekedett az elmúlt közel 30 évben (1. táblázat). A közigazgatási terület egyértelműen lehatárolható. Az igazgatási szempontból összetartozó területeken megjelenő új mesterséges felszínek mellett a térbeli jellegzetességek miatt szükséges a várostest területének egyértelmű meghatározása is a vizsgálat során. Ehhez a folytonos városi térség (Morphological Urban Area, MUA) (TAUBENBÖCK et al. 2019) vagy várostest (CSAPÓ 2008) fogalmát alapul véve és a Corine CLC 1990-es és 2018-as felszínborítási adatbázisa alapján készült lehatárolás, melybe az 1-es főkategóriába található, összefüggő mesterséges felszínek tartoznak bele. A kirajzolódó foltok jelentették a várostestet és az ehhez szorosan csatlakozó mesterséges felszínváltozások a Corine CHA alapján pedig a városkörnyék változásait. Az elemzés a várostesthez folytonosan kapcsolódó foltokat vette figyelembe, mivel azok tekinthetőek a várostest növekedésének, a többi közigazgatási határon belül és azon túl megjelenő új mesterséges felszínek így az elemzésnek nem képezik részét, azonban térképesen megjelenítésre kerültek a 3-5. ábrákon. A várostestek területi kiterjedését az 1. táblázat mutatja be.

A Corine felszínborítási és felszínborítás-változási (Corine CHA) adatbázisok kategóriái ún. Corine nómenklatúra (BOSSARD et al. 2000, HEYMANN et al. 1994) segítségével 5 különböző területhasználati funkció került kidolgozásra a mesterséges felszíneken belül, melyek a meglévő kategóriák átcsoportosítását jelentették: (i) Lakóterületek, (ii) Ipari, kereskedelmi területek (rövidítés gazdasági területek), (iii) Közlekedési területek, (iv) Bányák, lerakóhelyek (rövidítés bányaterületek), (v) Mesterséges, nem mezőgazdasági zöldfelületek (rövidítés városi zöldfelületek). A Corine nómenklatúrában 1.3.3. Építési munkahelyek bekezelésű területek Google Earth 2020 felvétel alapján a végső állapot minősége szerint manuálisan kerültek besorolva a bemutatott 5 kategória valamelyikébe (2. táblázat). Mindez több, mint 564 poligon manuális validálását jelentette. A Corine felszínborítás-változási (Corine CHA) adatbázis használatát indokolta, hogy az adatok 1990-es évre is rendelkezésre álltak így a változásokat hosszabb időtávban lehetett áttekinteni. Hátránya az adatbázisnak a léptéke, 5 ha pontossággal dolgozik csak, ami a kisebb és várostesten belüli változások bemutatására nem teszi alkalmassá.

2. táblázat. Az elemzésben használt kategóriák a Corine nómenklatúra alapján (BOSSARD et al. 2000, HEYMANN et al. 1994 alapján saját szerkesztés)
 Table 2. Categories used in the analysis based on the Corine nomenclature (based on BOSSARD et al. 2000, HEYMANN et al. 1994)

| Kód | Corine nómenklatúra | | | Egyszerűsítés és a tanulmányban használt fogalmak | | |
|-------|-----------------------|--|---|---|---|--|
| | Osztály 1 | Osztály 2 | Osztály 3 | Fő kategóriák | További kategóriák | |
| 1.1.1 | Mesterséges felszínek | Lakott területek | Összefüggő településszerkezet | Mesterséges felszínek | Lakott területek (rövidítés: lakóterület) | |
| 1.1.2 | | | Nem összefüggő településszerkezet | | | |
| 1.2.1 | | Ipari, kereskedelmi területek és közlekedési hálózatok | Ipari vagy kereskedelmi területek | | Ipari, kereskedelmi területek (rövidítés gazdasági terület) | |
| 1.2.2 | | | Út- és vasúthálózatok és csatlakozó területek | | Közlekedési terület | |
| 1.2.3 | | | Kikötők | | | |
| 1.2.4 | | | Repülőterek | | | |
| 1.3.1 | | | Bányák, lerakóhelyek és építési munkahelyek | | Nyersanyag kitermelés | Bányák, lerakóhelyek (rövidítés bányaterület) |
| 1.3.2 | | | | | Lerakóhelyek (meddőhányók) | |
| 1.3.3 | | | | | Építési munkahelyek | Google Earth 2020 felvételek segítségével a végső állapot szerint bekegázított terület |
| 1.4.1 | | Mesterséges, nem mezőgazdasági zöldfelületek | Városi zöldfelületek | | Mesterséges, nem mezőgazdasági zöldfelületek (rövidítés városi zöldfelület) | |
| 1.4.2 | | | Sport-, szabadidő- és üdülőterületek | | | |

Az új mesterséges felszínek morfológiára gyakorolt hatásának vizsgálatában a várostest nemzetközi szakirodalom által is használt kompaktsági mutatója (SCHWARZ 2010, HUANG et al. 2007), a CILP mutató (Compactness index of the largest patch, a legnagyobb folt kompaktság mutatója) segített, mely minél nagyobb értéket vesz fel, annál kompaktabbnak tekinthető maga a várostest.

$$CILP = \frac{2\pi\sqrt{A/\pi}}{P} \quad (1)$$

ahol A a folt területét, P a folt kerületét jelenti.

A mutató értékét 1990-es évre a Corine adatbázis (Corine CLC) kiindulási értékeiből (1-es kód, összes mesterséges felszín) származtattam, majd a Corine CHA adatbázis új mesterséges felszínek kiterjedésével bővített foltokra is kiszámítottam, így a mutatót meghatároztam a 2018-as évekre is.

Eredmények és megvitatásuk

Az eredmények bemutatása először a vizsgált települések közigazgatási területén megjelent új felszínekkel indul (3. táblázat). A 12 város összeségére elmondható, hogy a legtöbb új mesterséges felszín lakó és gazdasági funkciójú, az új városi zöldfelületek kiterjedése alacsony, bár ez a kategória sajátosságából és a vizsgált lépték jellegéből is adódik. A 3. táblázatból kirajzolódnak az egyes városok sajátosságai az új mesterséges

felszín kialakulása szempontjából, a kiugróan magas értékeket a táblázatban aláhúztuk. Az új gazdasági területek tekintetében Kecskemét, Székesfehérvár és Nyíregyháza emelkedik ki, és városon belül nézve Veszprémben, Tatabányán is meghatározó az arányuk. Új lakóterületek Debrecenben, Szegeden és Sopronban jelentek meg jelentős kiterjedésű területen, de városon belül arányuk Kaposvár, Nyíregyháza területén is fontos szerepet töltenek be. Új közlekedési területek Kecskemét, Nyíregyháza és Szolnok városaiban kiemelkedőek, de városon belüli arányukat nézve Dunaújvárosban, Debrecenben, Békéscsabán dominánsak. Új bányaterületek Békéscsabán jelentek meg nagy kiterjedésben, Nyíregyházán, Kecskeméten is számottevő mértékben. Új városi zöldfelület nem jellemző, Szeged és Székesfehérvár büszkélkedhet számottevő területtel.

3. táblázat. Az új mesterséges felszín kiterjedése funkcióként a vizsgált városok közigazgatási területén 1990-2018 között (Adatok forrása: Corine, saját szerkesztés)

Table 3. The area of new artificial surfaces by function at the administration area of towns examined (Data source: Corine, self-edited)

| Közigazgatási terület | Új ipari, gazdasági terület (ha) | Új lakóterület (ha) | Új közlekedési terület (ha) | Új bányaterület (ha) | Új városi zöldfelület (ha) | Összesen az új mesterséges felszínnek (ha) |
|-----------------------|----------------------------------|---------------------|-----------------------------|----------------------|----------------------------|--|
| Békéscsaba | 45,4 | 21,7 | 85,1 | <u>133,1</u> | 0,0 | 285,3 |
| Debrecen | 117,6 | <u>385,1</u> | 126,2 | 26,1 | 13,6 | 668,7 |
| Dunaújváros | 42,1 | 9,7 | 101,5 | 0,0 | 0,0 | 153,3 |
| Kaposvár | 31,4 | 112,7 | 7,2 | 34,2 | 0,0 | 185,5 |
| Kecskemét | <u>430,2</u> | 157,7 | <u>186,4</u> | <u>77,0</u> | 0,0 | 851,3 |
| Nyíregyháza | <u>234,2</u> | 211,9 | <u>146,4</u> | <u>94,3</u> | 0,0 | 686,8 |
| Sopron | 111,4 | <u>250,7</u> | 29,7 | 18,1 | 0,0 | 409,9 |
| Szeged | 158,5 | <u>339,6</u> | 15,4 | 40,4 | <u>33,8</u> | 587,8 |
| Székesfehérvár | <u>306,1</u> | 87,3 | 81,1 | 33,5 | <u>34,3</u> | 542,3 |
| Szolnok | 110,7 | 45,3 | <u>165,1</u> | 17,7 | 0,0 | 338,7 |
| Tatabánya | 69,9 | 45,0 | 0,7 | 45,7 | 0,0 | 161,2 |
| Veszprém | 160,0 | 36,0 | 23,7 | 17,2 | 7,9 | 244,7 |
| Összesen | 1 817,6 | 1 702,6 | 968,4 | 537,3 | 89,5 | 5 115,5 |

A számok azt mutatják, hogy magas az új mesterséges felszín területi kiterjedése Kecskemét, Nyíregyháza és Debrecen területén és alacsony Dunaújváros és Tatabánya területén, ez azonban félrevezető, mivel a közigazgatási területet nézve a 3 legnagyobb közigazgatási területű város új mesterséges felszíneit hasonlítjuk össze a 2 legkisebb közigazgatási területű várossal. Emiatt vált szükségessé a várostest közvetlen környezetére fókuszáló kutatás.

A várostestek a település közigazgatási területén belül eltérő arányban jelennek meg. Ennek számszerű összehasonlítása is bemutatható. A földrajzi értelemben vett város/várostest és a közigazgatási értelemben vett város eltérését is mutatja a fenti vizsgálat. A központi település közigazgatási területén belül a várostest kiterjedése 8-

32% között változik. A különbségeket a 4. táblázat mutatja be részletesen. Ebben a tekintetben az alföldi városokban jellemzően kisebb a várostest aránya (kivétel Szeged és Szolnok, melyeket a Tisza kettészél – így módszertani okai is lehetnek az eltérésnek). Sopron alacsony arányát a határ közelsége és történeti okok magyarázhatják. A legnagyobb arányt Dunaújváros (32%) és Tatabánya (27%) értékei mutatják.

4. táblázat. A vizsgált városok közigazgatási területének és várostest területének összevetése (Adatok forrása: Corine CLC és CHA, saját szerkesztés)

Table 4. Comparison of the administration area and MUA of towns examined (Data source: Corine CLC and CHA, self-edited)

| Város | Várostest területe (2018, hektár) | Közigazgatási terület (2018, hektár) | Várostest területének aránya a közigazgatási területen belül |
|----------------|-----------------------------------|--------------------------------------|--|
| Békéscsaba | 2 021 | 19 390 | 10% |
| Debrecen | 5 436 | 46 170 | 12% |
| Dunaújváros | 1 670 | 5 267 | 32% |
| Kaposvár | 1 814 | 11 360 | 16% |
| Kecskemét | 3 031 | 32 140 | 9% |
| Nyíregyháza | 2 824 | 27 450 | 10% |
| Sopron | 1 420 | 16 900 | 8% |
| Szeged | 4 737 | 28 090 | 17% |
| Székesfehérvár | 3 456 | 17 090 | 20% |
| Szolnok | 2 839 | 18 720 | 15% |
| Tatabánya | 2 513 | 9 143 | 27% |
| Veszprém | 1 478 | 12 690 | 12% |

A várostest peremterületeit vizsgálva az 5. táblázat és a 3-5. ábrák alapján elmondható, hogy a meglévő várostesthez jellemzően a gazdasági- és lakóterületek csatlakoznak, melyek leginkább mezőgazdasági (szántó, legelő) területeken létesülnek. Ezen belül a komplex művelési szerkezetű mezőgazdasági területeket (jellemzően tanyákat) emelem ki, melyek Kecskemét, Nyíregyháza és Sopron várostestekre jellemzőek. A vizsgált léptékben új közlekedési területek ritkán jelennek meg a meglévő várostesthez kapcsolódva, bányaterületek is csak esetenként létesülnek itt. A vizsgált városok növekedési irányainál a közlekedési útvonalak és a lineáris domborzati képződmények (pl.: folyóvizek), szomszédos lakóterületek, beépítési minták szerepe meghatározó. A korábban létesült iparterületek, ezek mentén kijelölt ipari parkok vonzzák az új gazdasági területeket, így ezek térbeli megjelenését irányítják. A jellemző növekedési irányokat a fentiek nyomán városonként, a kompaktság változása szerint csoportosítva tárgyalja a cikk.

A kompaktság mutatójának, a CILP-nek az értékei (5. táblázat) Dunaújváros és Veszprém tekintetében 1990-ben és 2018-ben is kiugróak, azaz a várostest kompakt. Földrajzi magyarázatot adhat Dunaújváros esetében a Duna által képzett határ, Veszprém esetében a város körül létesült körgyűrű. Kaposvár és Nyíregyháza várostestek az alacsony érték alapján kevésbé tekinthetők kompaktnak. Ennek magyarázata Kaposvár esetében, hogy szalagtelkes faluból nőtt ki, dűlőutak mentén (MENDÖL 1963,

p. 360). Nyíregyháza esetében a város növekedése a környező településrészek felé irányult, melyek nyúlványszerűen kapcsolódtak a várostesthez. Szolnok és Szeged mesterséges felszíneit a Tisza kettészeli, így az alacsony érték nem hasonlítható össze a többi településsel.

Az eredmények alapján az egyes települések kompaktságuk, illetve annak változása alapján csoportosíthatóak (5. táblázat). Az új mesterséges felszínek elhelyezkedését és funkcióit ezen csoportok bemutatása keretében tárgyalja a cikk. A kompaktság-változás alapján megkülönböztethetőek a következő csoportok:

1. Növekvő kompaktság: Békéscsaba, Sopron, Szeged.
2. Csökkenő kompaktság: Debrecen, Dunaújváros, Kaposvár, Szolnok, Tatabánya.
3. Erősen csökkenő kompaktság: Kecskemét, Nyíregyháza, Székesfehérvár, és Veszprém.

A csoportosításból is látható, hogy a legtöbb város esetében csökkent a kompaktság, és mindössze 3 esetben azonosítható növekvő kompaktság.

Növekvő kompaktság: Békéscsaba, Sopron, Szeged

Békéscsaba új mesterséges felszínei a várostesthez hozzásimulnak, É-on a vasútvonal túloldalán folytatva láthatunk új beépítést, mely észak-nyugat irányú. Az új bányaterületek és közlekedési területek jellemzőek, az új lakóterületek szorosan kapcsolódnak a várostesthez. Sopron növekedése K-NY irányú elrendeződést mutat, igazodva a főbb közlekedési tengelyekhez. Sopron városában szembeötlő az új lakóterületek kiterjedése, mind a meglévő beépített területekhez kapcsolódva, mind a környező települések területén. Új gazdasági területek megjelenése is tetten érhető K-i irányból. Szeged esetében a Tisza vonalával ellentétesen ÉNY-DK irányú növekedés figyelhető meg. Míg a gazdasági területek inkább ÉNY-i irányban, úgy lakóterületek mindkét említett irányban megtalálhatóak (3. ábra).

Csökkenő kompaktság: Debrecen, Dunaújváros, Kaposvár, Szolnok, Tatabánya

Debrecen várostesthez kapcsolódó új beépítések K - NY irányú elrendeződést mutatnak. Dunaújváros É-D irányú növekedése a kompaktság ellen hat, hiszen csak pár folt csatlakozik szorosan a várostesthez. Kaposvár esetén enyhe csökkenés mutatható ki és az eredmény meglepőnek tekinthető a beépítések kitöltő jellege miatt; feltehetően a várostest kerületének növekedése okozza a változást. Szolnok É-D irányú növekedése a közlekedési útvonalak tengelyét és a Tisza vonalától távol eső peremterületeket érinti, nagyobb, a várostesttől távolodó foltokkal jellemezhető. Tatabánya növekedése (ÉNY) a közeli nagyobb város, Tata irányába tart (4. ábra).

5. táblázat. A kompaktság meghatározása a CILP index segítségével és a várostest körüli új mesterséges felszínnek jellemzése (Adatok forrása: Corine CHA, saját szerkesztés)

Table 5. Determination of compactness using the CILP index and characteristics of new artificial surfaces around MUA (Data source: Corine CHA, self-edited)

| Város | CILP index | | Kompaktság jellemzése | Új mesterséges területek jellemzői | | |
|----------------|------------|--------|--|-------------------------------------|--------------------------------------|---|
| | 1990 | 2018 | | Elhelyezkedés a várostesthez képest | Új funkció | Korábbi funkció (részletesen ld. 6. táblázat) |
| Békéscsaba | 0,3552 | 0,3618 | Növekvő | NY É | lakó gazdasági | szántó, legelő, egyéb mezőgazdasági terület |
| Debrecen | 0,2661 | 0,2531 | Csökkenő | K - NY NY | lakó gazdasági | szántó, legelő, cserjés erdő |
| Dunaújváros | 0,4626 | 0,4394 | Kompakt település, csökkenő | É D | lakó gazdasági | szántó, komplex művelésű terület |
| Kaposvár | 0,2416 | 0,2390 | Csökkenő | DNY É (kitöltő) | lakó gazdasági, lakó | szántó, legelő |
| Kecskemét | 0,3232 | 0,2926 | Erősen csökkenő | NY D | lakó gazdasági | szántó, legelő, komplex művelésű terület |
| Nyíregyháza | 0,2785 | 0,2535 | Erősen csökkenő: új településrész (Sóstó), várható Oroszösszenövés | É (Sóstó) NY K (Oros) | lakó, ipari lakó lakó | legelő, komplex művelésű és egyéb mezőgazdasági terület |
| Sopron | 0,3029 | 0,3058 | Növekvő kompaktság | NY K | lakó gazd., lakó, közl. | szántó, legelő, komplex művelésű és egyéb mezőgazdasági terület |
| Szeged | 0,2205 | 0,2234 | Növekvő kompaktság, Tisza által kettészelt várostest | ÉNY DK | gazdasági, lakó lakó | szántó, legelő |
| Székesfehérvár | 0,2678 | 0,2198 | Erősen csökkenő | É, K D | gazdasági gazd., lakó, zöld | szántó, legelő |
| Szolnok | 0,1783 | 0,1776 | Csökkenő Tisza által kettészelt várostest | D É | gazdasági, lakó lakó | szántó, legelő |
| Tatabánya | 0,2346 | 0,2237 | Csökkenő | ÉNY kitöltő | gazd., lakó, bánya gazdasági | szántó, legelő, egyéb mezőgazdasági terület |
| Veszprém | 0,4602 | 0,4244 | Kompakt település, erősen csökkenő | ÉK ÉNY NY | gazdasági, lakó gazdasági, lakó zöld | szántó, legelő, erdő |

Csökkenő kompaktság: Debrecen, Dunaújváros, Kaposvár, Szolnok, Tatabánya

Debrecen várostesthez kapcsolódó új beépítések K - NY irányú elrendeződést mutatnak. Dunaújváros É-D irányú növekedése a kompaktság ellen hat, hiszen csak pár folt csatlakozik szorosan a várostesthez. Kaposvár esetén enyhe csökkenés mutatható ki és az eredmény meglepőnek tekinthető a beépítések kitöltő jellege miatt; feltehetően a várostest kerületének növekedése okozza a változást. Szolnok É-D irányú növekedése a közlekedési útvonalak tengelyét és a Tisza vonalától távol eső peremterületeket érinti, nagyobb, a várostesttől távolodó foltokkal jellemezhető. Tatabánya növekedése (ÉNY) a közeli nagyobb város, Tata irányába tart (4. ábra).

Erősen csökkenő kompaktság: Kecskemét, Nyíregyháza, Székesfehérvár, Veszprém

A csoport városai esetén a növekedés nyúlványszerű. Kecskemét esetében az új Mercedes gyár kiterjedt területe magyarázza a változást. Veszprém északi várostesthez csatlakozó iparterületének növekedése felelős a növekedésért. Székesfehérvár környezetében az É-i és K-i irányokban a gazdasági területek, míg délre vegyes beépítések jelentek meg. Nyíregyháza esetén az új lakóterületek, illetve a csatlakozó korábban beépített foltok (összenövés) okozzák a jelentős növekedést. A vizsgálatból Sóstó és Oros felé történő lakóterületi növekmény eredményez hosszú nyúlványokat, ami a várostest jelentős növekedését is jelenti. Itt a komplex művelési szerkezetű tanyák csatlakozása is tetten érhető (5. ábra).

A fentiek nyomán kétféle csatlakozó mesterséges felszín különböztethetünk meg a várostest viszonylatában. Az egyik területtípus a különböző minőségű mezőgazdasági és természetes- / természetközeli területek beépítésével keletkező területeket foglalják magukba. A másik felszín típust azok a már mesterséges felszínek jelentik, amelyeket a várostest „bekebelezett”, azaz az új beépítések nyomán vált a folyamatos mesterséges felszín részévé. Ez utóbbi tekintetében Nyíregyháza (összesen 903 hektár) és Debrecen (249 hektár) új lakóterület csatlakozása kiemelkedő, míg a legnagyobb meglévő gazdasági területekkel Székesfehérvár (121 hektár) és Szolnok (96 hektár) gyarapodott. A 6. táblázat részletesen bemutatja, hogy Corine CLC adatok alapján a várostest új területei milyen típusú mezőgazdasági vagy természetes / természetközeli területekből jöttek létre.

A bemutatott kutatás azt a célt tűzte ki, hogy hazánk agglomerációval rendelkező középvárosainak növekedését morfológiai és területhasználati szempontból értékelje a rendszerváltás utáni időszakban. Az ehhez alkalmazott Corine CLC és Corine CHA adatbázisok az időtáv miatt megfelelő alapot jelentettek, azonban ezek elsősorban felbontásból fakadó korlátait az eredmények értelmezésénél figyelembe szükséges venni. Az eredmények alapján a vizsgált 12 városunk szerkezete is jelentős eltéréseket rejt magában, ha a közigazgatási területet és a folyonos beépített területek legnagyobb foltját, azaz a várostestet tekintjük. Elsősorban a 20. században alapított, iparszerűen fejlesztett településeink mutatnak eltérést ebben a tekintetben.

A megjelenő új mesterséges felszínek funkciói alapvetően meghatározzák az elhelyezkedésüket is, a lakó és gazdasági területek elsősorban a várostesthez közel, míg a közlekedési- és bányaterületek inkább távolabb, hálózatosan, illetve szigetszerűen jelennek meg a várostest körül. Az eredmények alapján látszik, hogy az új gazdasági területek jellemzően a már meglévő ipari létesítményekhez, iparterületeken jönnek létre. Ezáltal térbeli elhelyezésük a szocializmusban létesült ipari területek és a rendszerváltás után megjelent ipari parkok kijelölésével irányított. Ez az eredmény felhívja a figyelmet ezen döntések hosszú távú hatásaira is. Az új lakóterületek a meglévő várostesthez kapcsolódnak, az új közlekedési területek pedig az autópályaépítések nyomán rajzolódnak ki, jellemzően a várostestet elkerülve. A bányaterületek és zöldfelületek esetében egyedi döntések hatásai lehetnek mérvadóak.

6. táblázat. A várostest növekedésének következtében mesterséges felszínre átalakult mezőgazdasági-, természetes- természetközeli területek kiterjedése 1990 és 2018 között hektárban

(Adatok forrása: Corine CLC, saját szerkesztés)

Table 6. The extent of agricultural-, natural- and semi-natural areas transformed to artificial surfaces caused by increasing MUA between 1990 and 2018 in hectares

(Data source: Corine CLC, self-edited)

| Corine kategória | 211 | 221+222 | 231+321 | 241 |
|-------------------|---------------------------|-------------------|--|----------------------------|
| Elnevezés / Város | Nem-öntözött szántóföldek | Szőlő, gyümölcsös | Rét/legelő (mg.-i és természetes/ természetközeli) | Komplex művelési szerkezet |
| Békéscsaba | 34 | 0 | 12 | 183 |
| Debrecen | 483 | 0 | 50 | 446 |
| Dunaújváros | 68 | 0 | 6 | 138 |
| Kecskemét | 344 | 0 | 75 | 259 |
| Kaposvár | 91 | 0 | 33 | 0 |
| Nyíregyháza | 239 | 11 | 43 | 765 |
| Sopron | 124 | 34 | 1 | 122 |
| Szeged | 182 | 0 | 238 | 119 |
| Székesfehérvár | 276 | 0 | 133 | 219 |
| Szolnok | 63 | 0 | 60 | 145 |
| Tatabánya | 0 | 0 | 59 | 0 |
| Veszprém | 113 | 0 | 139 | 0 |
| Összesen | 2019 | 45 | 848 | 2395 |

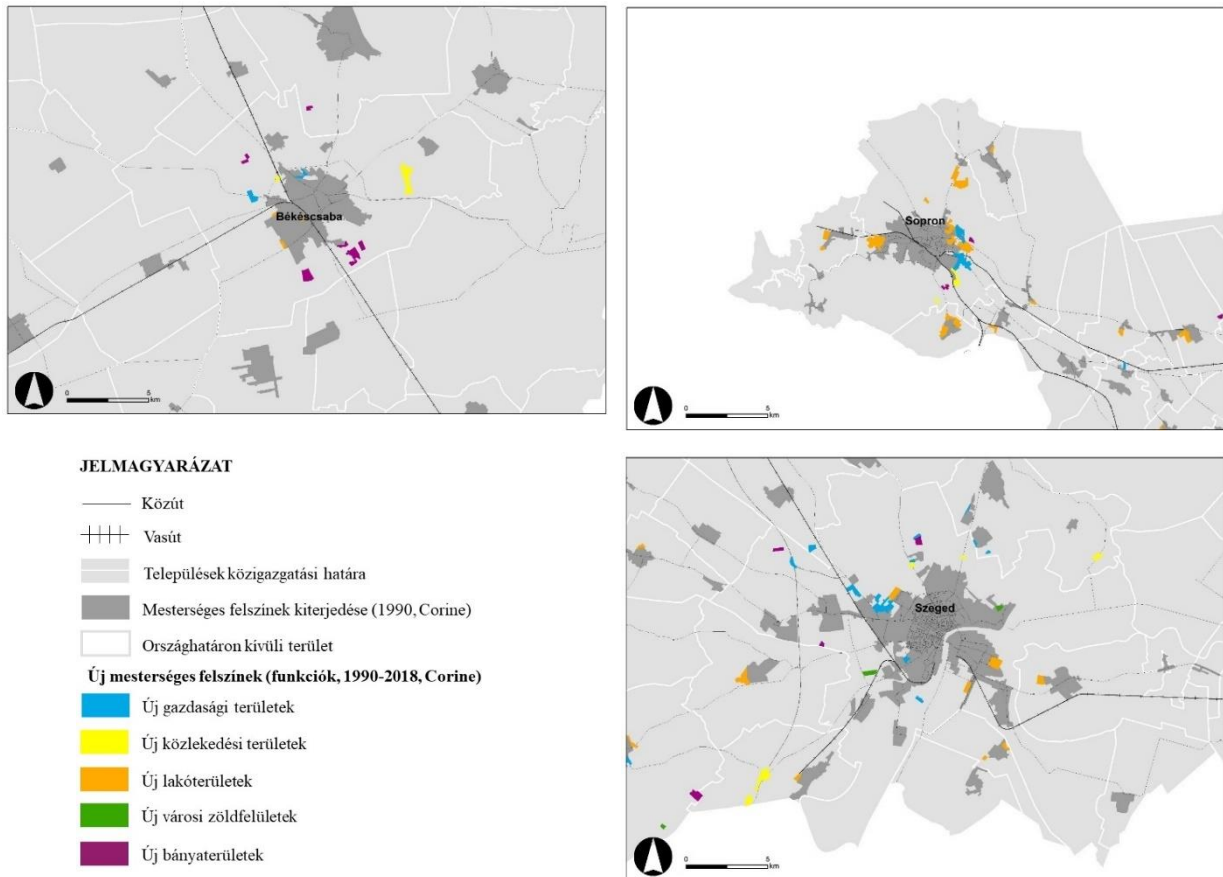
| Corine kategória | 243 | 311+312+313+324 | 411+511+512 | Összesen |
|-------------------|-----------------------------|-----------------------|-----------------|----------|
| Elnevezés / Város | Egyéb mezőgazdasági terület | Erdő és erdős-cserjés | Vizek, mocsarak | |
| Békéscsaba | 28 | 0 | 13 | 271 |
| Debrecen | 15 | 89 | 0 | 1083 |
| Dunaújváros | 0 | 16 | 0 | 229 |
| Kecskemét | 4 | 0 | 0 | 682 |
| Kaposvár | 44 | 3 | 0 | 171 |
| Nyíregyháza | 51 | 52 | 0 | 1161 |
| Sopron | 52 | 0 | 0 | 333 |
| Szeged | 58 | 6 | 0 | 602 |
| Székesfehérvár | 10 | 9 | 34 | 682 |
| Szolnok | 35 | 22 | 0 | 325 |
| Tatabánya | 22 | 11 | 0 | 91 |
| Veszprém | 5 | 15 | 0 | 271 |
| Összesen | 324 | 223 | 48 | 5901 |

Elmondható, hogy az új mesterséges felszínnek a szántóföldek, legelők helyén jönnek létre, erdőterületre ritkán létesül mesterséges felszín. Az is látható, hogy eltérő hatóanyagok magyarázzák a különböző funkciók megjelenését. Szintén fontos kutatási irányt jelenthet a jövőben, hogy a városok növekedését mely meglévő területhasznála-

tok segítik, melyek jelentenek korlátot. A jelenlegi kutatás eredményei nem adtak egyértelmű választ erre a kérdésre, azonban, ahogy Veszprém esetén is sejthető a környezeti korlátozó hatása vagy éppen Nyíregyháza esetén a közlekedési útvonalak mentén történő városnövekedés, úgy érdemes lenne más települések esetén is megvizsgálni az említett kérdéskört.

A települések növekedése során a kompaktság nem játszik fontos szerepet. Ez nem jelenti feltétlenül azt, hogy a település pazarlóan bánik a földterületével, inkább morfológiai sajátosságok – meglévő területhasználatok, földrajzi vagy mesterséges korlátok – határozhatják meg ezeket a döntéseket. A növekedés kis léptéke miatt ezen szempontokra nem is feltétlenül fektet nagy hangsúlyt a település. Fontos lenne az elfoglalt földterület minőségi szempontjait figyelembe venni, azaz védett, értékes tájképi adottsággal rendelkező vagy Natura 2000 minősítésű természetközeli-, illetve a magas aranykorona értékű vagy kiváló minőségű mezőgazdasági területek megóvása. Az, hogy mennyire tekinthető sikeresnek ez a cél, egy következő kutatás tudja majd igazolni.

A várostest viszonylatában a növekedés irányai olyan egyedi sajátosságokat mutatnak, melyeket általánosságban nem tudunk vizsgálni, azonban esettanulmányok során érdemes lenne a különböző okok után kutatni. Az eredmények további magyarázata is új kutatási kérdéseket vet fel: A városok beépítése mennyire sűrűsödött, hogyan változhatott a szintterületi mutató? Mekkora vonzáskörzetben érdemes vizsgálni az új mesterséges felszínek megjelenését? Vajon az eredményeken mennyit változtat egy pontosabb adatbázis bevonása, pl. a 0,25 hektáros pontossággal felvett Urban Atlas?



3. ábra. A központi települések területén az új mesterséges felszínek elhelyezkedése 1990 és 2018 között Békéscsaba, Sopron és Szeged várostest környezetében
(Forrás: Corine CLC és CHA alapján saját szerkesztés)

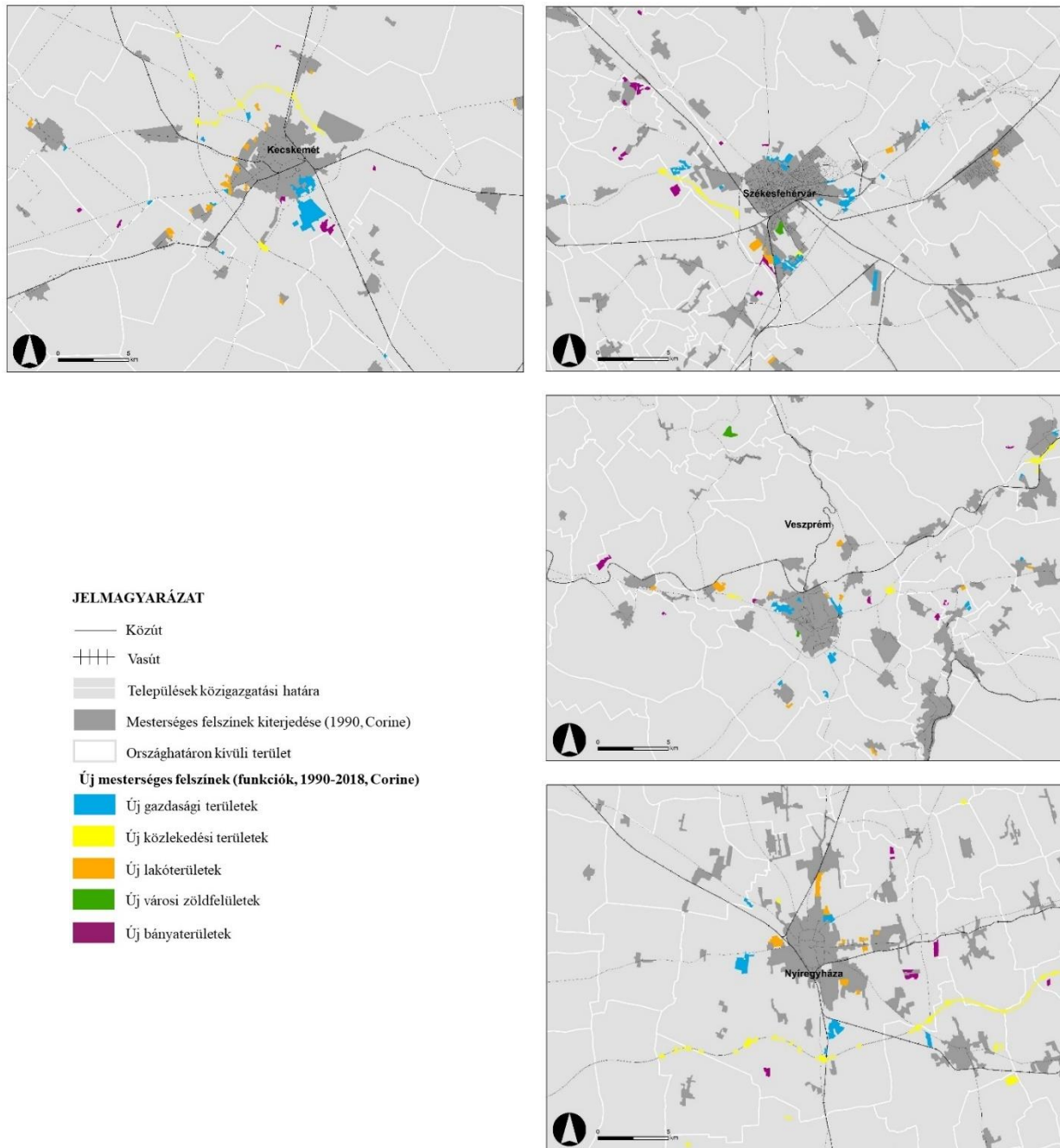
Figure 3. The location of the new artificial surfaces between 1990 and 2018 in the vicinity of Békéscsaba, Sopron and Szeged

(Source: Corine CLC and CHA based on my own editing)



4. ábra. A központi települések területén az új mesterséges felszínek elhelyezkedése 1990 és 2018 között Debrecen, Dunaújváros, Kaposvár, Szolnok, Tatabánya várostest környezetében
(Forrás: Corine CLC és CHA alapján saját szerkesztés)

Figure 4. The location of the new artificial surfaces between 1990 and 2018 in the vicinity of Debrecen, Dunaújváros, Kaposvár, Szolnok, Tatabánya
(Source: Corine CLC and CHA based on my own editing)



5. ábra. A központi települések területén az új mesterséges felszínek elhelyezkedése 1990 és 2018 között Kecskemét, Nyíregyháza, Székesfehérvár, Veszprém várostest környezetében
(Forrás: Corine CLC és CHA alapján saját szerkesztés)

Figure 5. The location of the new artificial surfaces between 1990 and 2018 in the vicinity of Kecskemét, Nyíregyháza, Székesfehérvár, Veszprém
(Source: Corine CLC and CHA based on my own editing)

Köszönetnyilvánítás

A kutatás az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-21-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a nemzeti kutatási, fejlesztési és innovációs alapról finanszírozott szakmai támogatásával készült.



Irodalom

- Bengston, D.N., Fletcher J.O., Nelson, K.C. 2004: Public policies for managing urban growth and protecting open space: policy instruments and lessons learned in the United States. *Landscape and Urban Planning* 69: 271–286. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.08.007>
- Bossard, M., Feranec, J., Otahel, J. 2000: CORINE land cover technical guide – Addendum 2000. Technical report. 40. European Environment Agency, Copenhagen, Elérhető: <http://www.eea.europa.eu/publications/tech40add> (2021. 12. 10.)
- Camagni, R., Gibelli, M. C., Rigamonti, P. 2002: Urban mobility and urban form: the social and environmental costs of different patterns of urban expansion. *Ecological Economics Special section: Economics of Urban Sustainability* 40: 199–216. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(01\)00254-3](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00254-3)
- Cegielska, K., Noszczyk, T., Kukulska-Kozieł, A., Szylar, M., Hernik, J., Dixon-Gough, R., Jombach, S., Valánszki, I., Filepné Kovács, K. 2018: Land use and land cover changes in post-socialist countries: Some observations from Hungary and Poland. *Land Use Policy* 78: 1–18. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.06.017>
- Cegielska, K., Noszczyk, T., Kukulska-Kozieł, A., Szylar, M., Hernik, J., Dixon-Gough, R., Jombach, S., Valánszki, I., Filepné Kovács, K. 2018: Land use and land cover changes in post-socialist countries: Some observations from Hungary and Poland. *Land Use Policy* 78: 1–18. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.06.017>
- Csapó T. 2008: Vidéki nagyvárosaink településmorfológiája. In: Orosz, Z., Fazekas, I. (szerk.) *Települési környezet: a 2007. november 8-10-én a Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszéke szervezésében megrendezett Települési Környezet Konferencia előadásai*. Kossuth Egyetemi Kiadó Debrecen, Magyarország, pp. 21-28.
- Csete M., Czira T., Pálvölgyi T. 2013: Fenntartható fejlődési kulcsindikátorok – természeti erőforrások mutatói. NFFT Műhelytanulmány Nr.15, Budapest. Elérhető: https://www.nfft.hu/documents/1238941/0/NFFT_mt_15_termeszeti_eroforras_indikatorok_2013.pdf/1b5e71fc-226f-83ac-8b65-bc9993f08bf9?t=1614069705160 (2021. 09. 11.)
- Dijkstra, L., Poelman, H., Veneri, P. 2019: The EU-OECD definition of a functional urban area. OECD Regional Development Working Papers, No. 2019/11, OECD Publishing, Paris. DOI: <https://doi.org/10.1787/d58cb34d-en>
- EEA (European Environment Agency) 2016: *Urban Sprawl in Europe*. Joint EEA-FOEN Report. Publication Office of the European Union, Luxembourg.
- Egyedné Gergely J. 2014: *Az önkormányzatok lehetőségei a szuburbanizációs folyamatok alakításában. A szuburbanizációs hatások térbeli megjelenése és a különbségek mögötti lehetséges okok vizsgálata a Budapesti Agglomeráció példáján*. PhD disszertáció. Budapesti Corvinus Egyetem, Budapest.
- European Commission (EC) — DG REGIO 2011: *Cities of tomorrow – Challenges, visions, ways forward*, Luxembourg: Publications Office of the European Union, p. 112. DOI: <https://doi.org/10.2776/41803>
- Feranec, J., Soukup, T., Taff, G., Stych, P., Bičík, I. 2017: Overview of changes in land use and land cover in Eastern Europe. In: Gutman, G., Radeloff, V. (eds.): *Land-Cover and Land-Use Changes in Eastern*

- Europe after the Collapse of the Soviet Union in 1991. Springer, Cambridge, Uk, pp. 13–33. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-42638-9_2
- Fulton, W., Pendall, R., Nguyen, M., Harrison, A. 2001: Who sprawls most? How growth patterns differ across the U.S. Brookings Institution, Washington, DC.
- Heymann, Y., Steenmans, Ch., Croissille, G., Bossard, M. 1994. CORINE land cover. Technical guide. Office for Official Publications European Communities, Luxembourg.
- Huang, J., LU, X.X., Sellers, J.M. 2007: A global comparative analysis of urban form: applying spatial metrics and remote sensing. *Landscape and Urban Planning* 82(4): 184–197. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.010>
- IvÁncics, V., Filepné, Kovács K. 2021: Analyses of new artificial surfaces in the catchment area of 12 Hungarian middle-sized towns between 1990 and 2018. *Land Use Policy* 109: 105644 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105644>
- IvÁncics V., Filepné Kovács K. 2018: Nagyvárosok területi növekedésével kapcsolatos fogalmak értelmezése és bemutatása Veszprém példáján. *Földrajzi tanulmányok*: 299–303.
- Jaeger, J.A.G., Schwick, C. 2014: Improving the measurement of urban sprawl: weighted urban proliferation (WUP) and its application to Switzerland. *Ecological Indicators* 38: 94–308. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.11.022>
- Kovács, Z., Farkas, Zs. J., Egedy, T., Kondor, A. Cs., Szabó, B., Lennert, J., Baka, D., Kohán, B. 2019: Urban sprawl and land conversion in post-socialist cities: The case of metropolitan Budapest. *Cities* 92: 71–81. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.03.018>
- Központi Statisztikai Hivatal (KSH) 2014: Magyarország településhálózata I. Agglomerációk, településgyűttesek. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest.
- Lennert, J., Farkas, J. Zs., Kovács, A. D., Molnár, A., Módos, R., Baka, D., Kovács, Z. 2020: Measuring and predicting long-term land cover changes in the functional urban area of Budapest. *Sustainability* 12(8): 3331 DOI: <https://doi.org/10.3390/su12083331>
- Mendöl T. 1963. Általános településföldrajz. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- OECD 2012: Redefining “Urban”: A New Way to Measure Metropolitan Areas. OECD Publishing, Paris. DOI: <https://doi.org/10.1787/9789264174108-en>
- OECD 2013: Definition of Functional Urban Areas (FUA) for the OECD metropolitan database. Elérhető: <http://www.oecd.org/cfe/regional-policy/functionalurbanareasbycountry.htm> (2018.07.31.)
- Plieninger, T., Draux, H., Fagerholm, N., Bieling, C., Bürgi, M., Kizos, T., Kuemmerle, T., Primdahl, J., Verburg, P. 2016: The driving forces of landscape change in Europe: A systematic review of the evidence. *Land Use Policy* 57: 204–214. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.04.040>
- Rechnitzer J., Berkes J. (szerk.) 2021: Nagyvárosok Magyarországon, Budapest, Magyarország: Ludovika Egyetemi Kiadó, p. 298.
- Schuchmann J. 2013: Lakóhelyi szuburbanizációs folyamatok a Budapesti agglomerációban. PhD disszertáció, Széchenyi István Egyetem, Győr.
- Schwarz, N. 2010: Urban form revisited – Selecting indicators for characterising European cities. *Landscape and Urban Planning* 96(1): 29–47. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.01.007>
- Skokanová, H., González, I., Slach, T. 2020: Mapping green infrastructure elements based on available data, A case study of the Czech Republic. *Journal of Landscape Ecology* 13(1): 85–103. DOI: <https://doi.org/10.2478/jlecol-2020-0006>
- Taubenböck, M., Weigand, T., Esch, J., Staab, M., Wurm, J., Mast, S. Dech, 2019: A new ranking of the world’s largest cities – Do administrative units obscure morphological realities? *Remote Sensing of Environment* 232: 111353 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111353>
- Tosics I. (szerk.) 1998: Szuburbanizációs tendenciák és településfejlesztési stratégiák Budapesten és agglomerációjában. Kézirat. Városkutatás Kft., Budapest.
- Wnęk, A., Kudas, D., Stych, P. 2021: National level land-use changes in functional urban areas in Poland, Slovakia, and Czechia. *Land* 10(1): 39 DOI: <https://doi.org/10.3390/land10010039>

Hivatkozott jogszabályok és rendeletek

1/2014. (I.3) OGY határozat a Nemzeti Fejlesztés 2030 – Országos Fejlesztési és Területfejlesztési Kon-
cepcióról (OFTK)

Internetes források

Corine Land Cover (CLC) Inventory 1990–2018. Elérhető: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>

Corine Land Cover Changes (CLC CHA) 1990–2000, 2000–2006, 2006–2012, 2012–2018. Elérhető:
<https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>

Központi Statisztikai Hivatal (KSH) Magyarország Helységnévtára 2020,
http://www.ksh.hu/apps/hntr.main?p_lang=EN,08/10/2020,01/09/2020

Urban Atlas 2012, 2018. Elérhető: <https://land.copernicus.eu/local/urban-atlas>

Urban Atlas Mapping Guide 2020. Elérhető: https://land.copernicus.eu/en/technical-library/urban_atlas_2012_2018_mapping_guide/@@download/file (2024.04.22)

Land use and morphological aspects of urban growth in 12 Hungarian second-tier towns

V. IVÁNCICS¹, K. FILEPNÉ KOVÁCS²

¹ Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute of Landscape Architecture, Urban Planning and Garden Art, Department of Landscape Protection and Reclamation, 1118 Budapest, Villányi út 29-43.; e-mail: ivancsics.vera@uni-mate.hu

² Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute of Landscape Architecture, Urban Planning and Garden Art, Department of Landscape Planning and Regional Development, 1118 Budapest, Villányi út 29-43.; e-mail: filepne.kovacs.krisztina@uni-mate.hu

Keywords: Corine, urbanism, urban morphology, urban sprawl, sustainable land use

Abstract: Several problems arise along with growth of artificial surfaces monitoring became more and more important. This article focuses on the change in land use regarding functional urban areas (FUA) of Hungary using Urban Atlas database, available between 2012 and 2018. The central question of the research is how the land cover of Hungarian FUAs is changing? The research has a special focus on change of green infrastructure and different kind of artificial surfaces as well. The study found that no drastic changes in this regard occurred in the 8 years examined, however, the trend seen since 1990 with the increase of artificial surfaces - and within that the increase of industrial areas and settlement structure - continued. In the 18 FUA area, a total 5410 hectares was transformed into an artificial surface from mostly agricultural surfaces in 6 years.

*A műre a Creative Commons4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.*

*This work is licensed under a
Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.*



A Mohácsi-sziget tájszerkezet-változásának és tájökológiai kapcsolatrendszerének vizsgálata

NÉMETH GERGŐ¹, HERVAI ANDRÁS², LÓCZY DÉNES², GYENIZSE PÉTER³

¹Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Földtudományok Doktori Iskola, 7624 Pécs, Ifjúság u. 6.

e-mail: gergotab@gmail.com

²Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Földrajzi és Földtudományi Intézet, Természet- és Környezetföldrajzi Tanszék, 7624 Pécs, Ifjúság u. 6.

³Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Földrajzi és Földtudományi Intézet, Térképészeti és Geoinformatikai Tanszék, 7624 Pécs, Ifjúság u. 6.

Kulcsszavak: Mohácsi-sziget, tájhasználat, tájmetria, élőhely-rehabilitáció, tájökológiai térkép

Összefoglalás: A vizes élőhelyek kiterjedésének csökkenése világszinten aggasztó mértéket öltött az elmúlt évszázadok során, Magyarország pedig különösen érintett ebben a folyamatban. A népességnövekedés és az ipari termelés bővülése miatt megnőtt az igény a szántóföldi növénytermesztésre, ezért a folyókat gátak közé szorították, vizes élőhelyeink túlnyomó többségét lecsapolták, helyüket mezőgazdasági területek vették át. A Mohácsi-sziget tipikus példája az intenzív tájatalakításnak. A korábban ártéri erdővel, mocsarakkal borított térségből kultúrtáj lett, melyben a természetes ökoszisztémák élettere meglehetősen beszűkült. Kutatásunkban feltárjuk és értékeljük a 19. század második felétől napjainkig lezajlott tájhasználati változásokat, valamint átfogó képet adunk a tájszerkezet átalakulásáról is. Legjelentősebb fordulópontnak a 20. század elejét tekinthetjük, amikor a vízszabályozási munkák következtében a sziget elvesztette természetes jellegét, felszínborításában már nem az erdők, hanem a szántók domináltak. Ez a diverzitás csökkenésével járt együtt. Egyhangúbbá vált a táj és az őshonos társulások marginalizálódtak. Ezzel párhuzamosan a tájökológiai kapcsolatok meggyengültek, az élőhelyfoltok elszigetelődtek egymástól. A természetvédelem egyik fontos célja, hogy megvalósítsa az öszszeköttetést ezen területek között és lehetőség szerint rehabilitálja a korábbi élőhelyeket. A mintaterület egészét érintő rekonstrukcióra nincs lehetőség, azonban lokálisan megvalósítható projektek keretében hatékony eredményeket lehet elérni a táji- és biodiverzitás növelése érdekében.

Bevezetés

A természetes élőhelyek zsugorodása az emberi civilizáció kezdete óta tart, azonban az utóbbi néhány évszázad során a változások mértéke jelentősen fokozódott. A növekvő népesség élelmezése és az ipari nyersanyagok biztosítása érdekében a társadalom gyorsuló ütemben használta fel a rendelkezésre álló erőforrásokat. A folyamat következményei kezdetben lokálisan jelentkeztek, majd a tágabb térségben is éreztették hatásukat, az ipari forradalom során pedig globális méretűvé váltak. A mezőgazdasági parcellák egyre nagyobb részeket szakítottak ki a természetes állapotú tájakból. Az átalakított területek az intenzív gazdálkodás színterévé váltak, a különféle inputanya-

gok (mútrágyák, növényvédő szerek) a talajba és a természetes vizekbe jutva károsították a környezetet, miközben az erdők, mocsarak, gyepes kisebb foltokba szorultak vissza (Németh et al. 2020).

A felszínborítás változása különösen nagy hatással van a tájak működésére. Például az erdők kivágása növeli a felszíni lefolyást, fokozza az eróziót, megváltoztatja a talajtani, vízrajzi és mikroklimatikus jellemzőket is, amely a növényzet és az állatvilág átalakulását eredményezi (Szilassi 2017, Biró 2011, Centeri et al. 2012, Szilassi et al. 2017, Szilassi 2015). A természetvédelem egyik legfontosabb célja, hogy a negatív tendenciákat megfékezze, ugyanis a védett fajok megóvásának kulcsa a kedvező élettér biztosításában rejlik ([http1](#)). Ugyanakkor a korábbi állapotok teljeskörű visszaállítása nem lehetséges. Az élőhelyrehabilitáció számos korlátba ütközhet, mivel a természetföldrajzi tényezők általában olyan mértékben átalakultak, hogy nem rekonstruálható maradéktalanul az évszázadokkal ezelőtti környezet, ezért figyelembe kell venni a helyi jellegzetességeket és a célterület regenerációs potenciálját ([http2](#)).

Jelenlegi kutatásunk fókuszában a vizes élőhelyek állnak. A Föld területének 6%-át teszik ki, de a biodiverzitás 40%-a itt összpontosul, vagyis az ökológiai értékük kiemelkedően magas. Az antropogén tájtalakítás következtében 1700 óta kiterjedésük hozzávetőlegesen 20%-kal csökkent, különösen Európában, az Egyesült Államokban és Kínában, ahol a visszaesés meghaladja a 75%-ot. Magyarország különösen érintett ebben a folyamatban: Vizes élőhelyeink 80%-a elveszett az utóbbi évszázadok során (Fluet-Chouinard et al. 2023). Fokozott veszélynek vannak kitéve, nem csak a szántóföldi növénytermesztés térhódítása, hanem a települések terjeszkedése, illetve a vonalas infrastruktúra elemeinek sűrűsödése miatt is. Az utóbbi tényező nem csak a fragmentációt erősíti, hanem sok esetben a vízutánpótlást is elzárja.

Kutatási területünk növényföldrajzi szempontból rendkívül diverznek tekinthető, mert több florisztikai egység csomópontjában helyezkedik el. Az Alföld flóraidékéhez (*Eupannonicum*), azon belül pedig a Dél-Alföld és Dráva-sík (*Titelicum*) flórajáráshoz tartozik. Keletről a Duna–Tisza köze (*Praematrix*), északról a Mezőföld és a Solti-síkság (*Colocense*) flórajáráások határolják. Nyugatról pedig a Dél-Dunántúl flóraidékének (*Praeillyricum*) Külső-Somogy flórajáráásával (*Kaposense*) érintkezik ([http3](#)). Emiatt a természetvédelem szempontjából is kritikus hely.

A tájföldrajzi kutatások fontos feladata a természet és az ember kapcsolatának feltárása. A Mohácsi-sziget olyan gazdag történelmi múlttal rendelkező terület, ahol – a magyar és a délszláv kulturális térségek érintkezési pontján – számos különböző népcsoport élt. A török hódoltság ideje alatt a mocsarak menedékhelyként szolgáltak (Pányi 2020). A trianoni békeszerződés után pedig határvidékké vált a terület. Mindezen tényezők hozzájárultak ahhoz, hogy a nagyfokú tájtalakítás ellenére is fennmaradhassanak a fontos természeti értékek, például a Béda-Karapanca tájegység erdőfoltjai vagy a kengyai mocsaras területek.

Célkitűzések

Elemzésünk legfőbb célja, hogy a tájatalakítás hosszú időtartamú hatásait elemezzük és meghatározzuk, milyen tényezőkre vezethető vissza a táj jelenlegi állapota, mennyire volt erős az antropogén hatás az egyes periódusokban és hol voltak a fordulópontok, mérföldkövek.

Feltárjuk napjaink tájökölógiai kapcsolatrendszerének erősségeit és hiányosságait, ábrázoljuk a helyi és térségi jelentőségű ökológiai folyosókat és gátakat, valamint javaslatokat teszünk a természetes élőhelyek közötti konnektivitás erősítésére is, megalapozva a jövőbeli, határokon átnyúló természetvédelmi törekvéseket. A tájmetriai elemzések nagy segítséget jelenthetnek a védett területek természeti értékeinek megőrzésében, valamint a táj védelmében (Túri 2011).

Módszertani szempontból megvizsgáljuk a tájmetriai mutatók vizes élőhelyeken történő alkalmazási lehetőségeit, összehasonlítjuk a korábbi eredményekkel. Fontos hangsúlyozni, hogy minden táj egyedi jelenség (Bulla és Mendöl 1947), sajátos adottságokkal és fejlődéstörténettel, ezért elsősorban a vizsgált terület korábbi időszakait célszerű összevetni annak érdekében, hogy reflektálhassunk a jelenlegi problémákra. Az egyre olcsóbban, könnyebben és nagyobb mennyiségben hozzáférhető légi- és műholdfelvételek alkalmazása, valamint a geoinformatika bővülő eszköztára nagyban megkönnyíti a tájszerkezet kutatását (Szabó és Csorba 2009). Kvantitatív szemlélettel hatékonyabban nyomon követhetők a múltbeli és jelenlegi folyamatok.

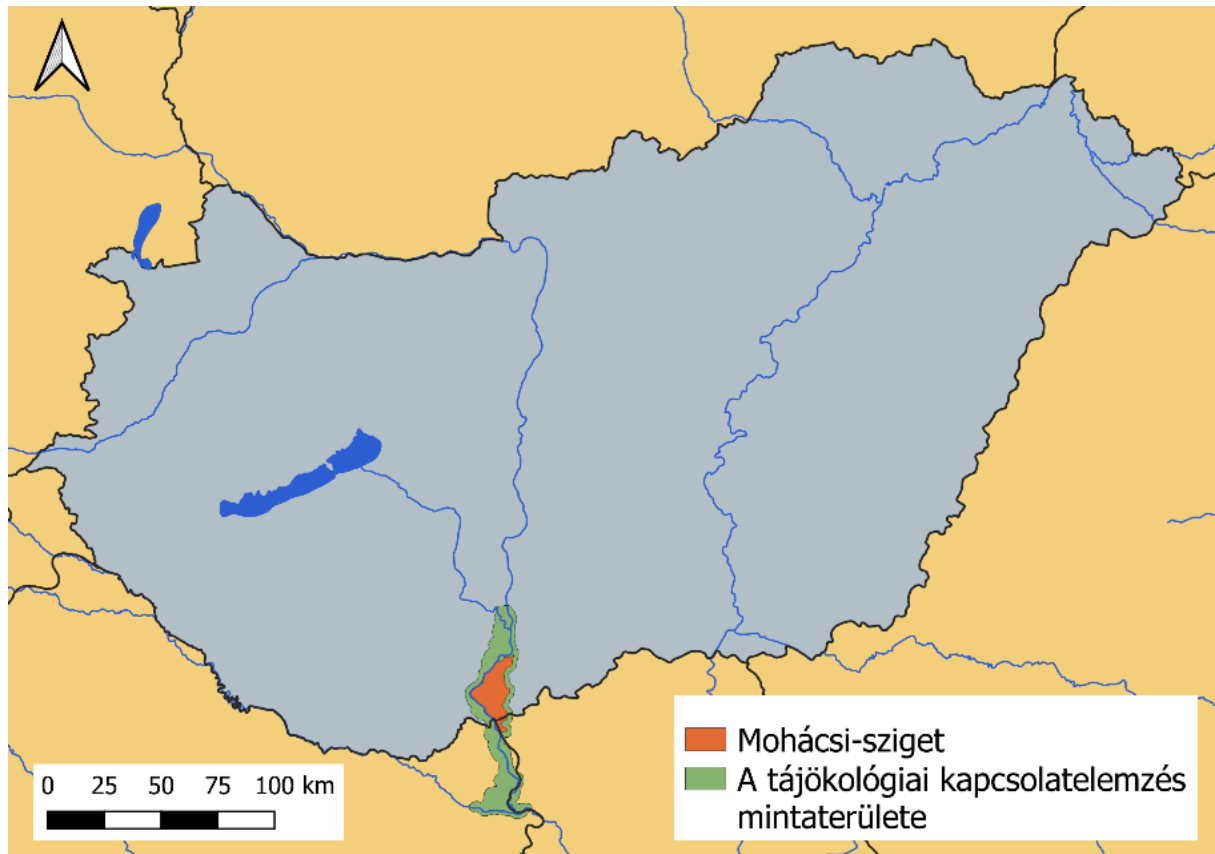
Anyag és módszer

A kutatási terület bemutatása

Kutatásunkban a Mohácsi-sziget (korábbi nevén Margitta-sziget) teljes, 308 km²-es területét vizsgáltuk. A történelem során a Duna medrének átalakulása miatt változott a sziget kiterjedése, elhelyezkedése is. Azonban a tájmetriai számítások pontossága érdekében minden korábbi időpillanatra vonatkozóan is a jelenlegi határvonalakat vettük alapul.

A sziget 91,5%-a Magyarországhoz, a fennmaradó 8,5% (Kengya) pedig Horvátországhoz tartozik (de jure), viszont Szerbia is igény tart rá, mivel a főmeder változása miatt szárazföldi úton csak abból az irányból közelíthető meg, ezért a terület hovatarozása vitatott. A magyarországi rész közigazgatásilag Baranya és Bács-Kiskun megyékhez tartozik.

Tájföldrajzi besorolás szerint a Mohácsi-sík kistáj része (Csorba 2021). Nyugatról a Drávaköz, északról a Tolnai-Sárköz és a Kalocsai-Sárköz, keletről pedig az Észak-bácskai löszös hát kistájak határolják. Déli határát Horvátországban a Drávaköz, Szerbiában pedig a Vajdaság jelenti. Természetföldrajzi szempontból nyugati határa a löszös hordalékkúpsíkság meredek, 15-20 méteres partfala (Dunaszekcső, Bár). Keleten pedig a Baracsikai-Dunaág, illetve a bácskai II/a számú Duna-terasz szegélyezi.



1. ábra. A kutatási terület elhelyezkedése (készítette Németh Gergő)

Figure 1 Location of the study area (by Gergő Németh)

Geológiai fejlődéstörténetének kezdete a pleisztocén végére tehető, amikor a Duna folyásiránya megváltozott, és a mai Kiskunság területét elhagyva észak-déli irányba fordult, a Ráckeve-Dömsöd-Kalocsa-Kecel-Mohács süllyedéksorozat irányába (Somogyi 2003), elfoglalva a jelenlegi medrét. Korábban mindössze a nyugatról érkező patakok alakítottak ki itt hordalékkúpot és csak a finomabb szemcséjű üledékek jutottak el ide (Dövényi 2010). A felszín közelében általában törmelékes üledékes kőzetekkel találkozhatunk. Gyakori az agyag, homok, öntésiszap és az iszapos kőzetliszt. Általában néhány méter vastagságú rétegekben halmozódtak fel (Draskovits és Jóna 1986). Tovább színesíti a képet a Váripusztá közelében található triász mészkőrög. A felszíni víz egy része karsztos eredetű víznyelőkbe távozik (Szederkényi 1997).

Kutatási területünk 84 és 142 m közötti tengerszint-feletti magasságban elhelyezkedő ártéri síkság, döntő többségében árvíz- és belvízveszélyes alacsonyártér (84-85 mBf magasságban), amelyet mozaikszerűen elhelyezkedő magasártéri ármentes térszínek (85-86 mBf) tagolnak. Látható, hogy a két ártértípus nem különül el markánsan. A relatív relief értéke alacsony, 2 m/km² alatti (Dövényi 2010). A sziget egyik jellegzetessége, hogy déli és keleti irányban is enyhén lejt, így néhány hét leforgása alatt levonulnak róla a nagyobb árvizek is (Konkoly 2012, Erdősi és Lehmann 1974). A Duna középszakasza jellegéből adódóan kanyarulatépítő, kanyarulatátvágó és hordalékfelhalmozó tevékenységet folytat. A lefűződött kanyarulatok emlékét a morotvatavak őrzik. Az antropogén tájtalakítás következtében a terület kisimult, a mikrodomborzati

formák erodálódtak, de a műhold- és légifelvételeken jól kivehető az egykori övzatonnyok, sarlólaposok nyomai (Lóczy és Gyenizse 2011).

A Péczely-féle osztályozás szerint a Mohácsi-sziget területe a meleg-száraz éghajlati körzetbe sorolható. Az évi középhőmérséklet 11-12°C, az átlagos csapadékmennyiség pedig 600-650 mm. Az ariditási index értéke 1-1,15. Az évi átlagos napfénytartam 2250-2500 óra. (1991-2020 közötti időszak mérései alapján) Az uralkodó szélirány északnyugati, az évi átlagos szélesség 1,5-2,5 m/s. (2001-2020 közötti időszak mérései alapján) (http4) A térség éghajlata észrevehetően megváltozott a 20. század folyamán. Szárazodás figyelhető meg (Skarbit et al. 2014), amely várhatóan tovább folytatódik a jövőben is.

A terület a Duna vízgyűjtőjéhez tartozik és a folyó vízszintingadozása nagyban meghatározza a térség vízrajzi viszonyait. Nyugatról a főmeder, keletről pedig a Baracscai-Duna, illetve az ebből kialakított Ferenc-tápcsatorna határolja a szigetet, melyet Bácska felől az Igali-főcsatorna táplál. A Mohácsi-sziget belvizeit a Karapancai-főcsatorna vezeti le. Mivel a sziget felszíne nagyrészt a Ferenc-tápcsatorna vízszintje alatt helyezkedik el, ezért szivattyúzással vezetik el a többletvizet (Dövényi 2010). A folyószabályozások során számos kanyarulatot átvágtak, a lerövidült folyó munkavégző képessége megnőtt, erősen bevágódott. Emiatt a Duna medre a munkálatok megkezdése óta másfél métert mélyült (Tamás és Kalocsa 2003), a környező területeken a talajvízszint alászállt, ami rontotta az ártéri erdők vízellátását. A kedvezőtlen körülmények miatt a több nedvességet igénylő fajok a meder közelébe szorultak vissza, vagy kipusztultak a területről (Hervai 2021). A térség ivóvízellátásában fontos szerepet játszanak a parti szűrésű kutak, amelyek tovább fokozzák a vízszintcsökkenést (Mauclair és Gibert 1998). Jelenleg a talajvízszint mélysége a sziget nagy részén 2-4 méter, a mélyebb, keleti és déli területeken 1-2 méter, nyugaton, a magasabb térszíneken pedig helyenként 4-8 m mélységben található. A természetes állóvizek közül a legnagyobb kiterjedésű a Riha- és a Földvári-tó (Pécz 2017). Korábban egyéb nagy kiterjedésű tavak is léteztek a szigeten. A Harmadik Katonai Felmérés térképein még láthatók, de azóta már eltűntek, vízutánpótlásuk megszűnt. Mesterséges tavakat is találhatunk, például a Ferenc-tápcsatorna mentén elhelyezkedő Hercegszántói-halastavakat.

Kutatási területünk több mint 90%-át öntéstalajok (*Fluvisols*) borítják. A réti öntéstalajok (*Gleyic Fluvisol*) aránya 78%, a nyers öntéstalajoké (*Fluvisol*) pedig 14%. Az agyagos vályog fizikai összetételű öntéstalajok helyét kelet felé haladva, legfőképpen a magasabb térszíneken vályog és homokos vályog szerkezetű réti öntéstalajok veszik át (Dövényi 2010). Az erősebb vízhatás alatt álló területeken lápos réti talajok (*Luvic Gleysol*) képződtek. A folyamatos mezőgazdasági művelés hatására a szántóföldeken karbonátos réti talajok (*Calcic Mollic Gleysol*) alakultak ki (Molnár és Vancsura 1982).

A sziget természetes élővilága csak foltokban maradt meg, ugyanis a területre jellemző életközösségek helyét átvették a mezőgazdasági parcellák. Az őshonos erdőtársulások közül a legjellegzetesebbek a tölgy-kőris-szil ligeterdők (*Fraxino pannonicae-Ulmetum*), valamint a mélyebb fekvésű ártereken a fűz-nyár puhafás ligetek (*Salicetum*

albae-fragilis). Gyakoriak a telepített kultúrerdők is. Például feketediósokat, nemesnyárasokat, akácokat, fehér fűzzel és nyárral beültetett ültetvényeket is találunk. A fűzligetek jellegzetes növénye a nyári tűzike (*Leucojum aestivum*). A tölgy-kőris-szil ligeterdőkben fordul elő a ligeti csillagvirág (*Scilla vindobonensis*) és a kígyónyelv (*Ophioglossum vulgatum*) is. A kiirtott ligeterdők helyén mocsárrétek (*Alopecuretum pratensis*) jöttek létre. Jellegzetes védett növényük a réti iszalag (*Clematis integrifolia*). A holtágakban gazdag hínárnövényzet telepedett meg (Dövényi 2010). Az invazív fajok terjeszkedése komoly veszélyforrást jelent a térségben. Az állatvilág is bővelkedik védett fajokban, megtalálható itt többek között a fekete gólya (*Ciconia nigra*), kis kócsag (*Egretta garzetta*), bakcsó (*Nycticorax nycticorax*), rétisas (*Haliaeetus albicilla*), az emlősök közül pedig az európai vidra (*Lutra lutra*), az eurázsiai hód (*Castor fiber*) és a vadmacska (*Felis silvestris*) is (http5). A Mohácsi-sziget a természetvédelem fontos színtere, a Duna-Dráva Nemzeti Park igazgatási területéhez tartozik, a határon túl pedig a Felső-Dunamellék Természetvédelmi Rezervátum (Specijalni rezervat pri podne Gornje Podunavlje) része. Számos Natura 2000 és Ramsari területet is kijelöltek itt, melyek nagyrészt átfedésben vannak egymással.

A tájhasználati elemzés módszerei

Vizsgálataink legfőbb alapját a tájhasználati térképek elkészítése jelentette. Segítségükkel meghatároztuk a tájhasználati arányokat, tájmetriai számításokat végeztünk és a tájökológiai kapcsolatrendszer felméréséhez is használtuk. Az állományokat vektoros adatformátumban, a QGIS 3.28.3 és az ArcMap 10.8 szoftveres környezetében készítettük el. Korábbi kutatásainkhoz hasonlóan (Németh et al. 2020, Németh et al. 2021, Németh et al. 2022) különféle adatforrásokkal dolgoztunk, a 19. század második felétől kezdve napjainkig, például katonai felméréseket, valamint műholdfelvételeket és a CORINE adatbázis felszínborítási rétegeit is igénybe vettük (1. táblázat). A vizsgálati időszakot a 18. századra is ki lehetett volna terjeszteni, mivel az Első Katonai Felmérés használatával képet kaphatunk a török hódoltságot követő évszázad viszonyairól. Viszont pontatlan geometriája miatt a térkép nem lenne alkalmas tájmetriai mérésekhez, ezért nem vontuk be az elemzésbe, de a tájtörténeti vonatkozású szakaszoknál a korábbi kutatási eredményekre támaszkodva (Hervai 2021) érintőlegesen megemlíjtük ezt az időszakot is. 1884 és 1952 között sajnos nem állt rendelkezésre megfelelő térkép a mintaterületről, ezért csak a két ismert időpillanatról és történeti feljegyzésekből tudtunk tájhasználati információkat gyűjteni.

1. táblázat. A felhasznált térképi állományok és a vizsgált időkeresztmetszetek
(szerkesztette Németh Gergő)

Table 1. Map sources and dates studied (edited by Gergő Németh)

| Adatforrás | Méretarány/te- repi felbontás | Megjegyzés |
|---|----------------------------------|--|
| Második Katonai Felmérés (1869) | 1:28 800 | Az Első Katonai Felméréshez képest jelentősen pontosabb, magas részletgazdagságú, bőséges névrajzi anyaggal ellátott térkép. |
| Harmadik Katonai Felmérés (1884) | 1:25 000 | Kevésbé részletgazdag, ugyanakkor térbeli pontossága javult. |
| 1952-es Katonai Felmérés | 1:25 000 | Magas térbeli pontosságú, egyértelmű jelrendszerű, könnyen áttekinthető térkép. |
| CORINE adatbázis (1990) | 1:100 000 | 25 hektárnál kisebb foltokat nem ábrázol. |
| Landsat-5 felvételek (1990) | 30*30 m | Hamis színes kompozit: közeli infravörös-vörös-zöld |
| CORINE adatbázis (2006) | 1:100 000 | 25 hektárnál kisebb foltokat nem ábrázol. |
| Landsat-5 felvételek (2006) | 30*30 m | Hamis színes kompozit: közeli infravörös-vörös-zöld |
| CORINE adatbázis (2018) | 1:100 000 | 25 hektárnál kisebb foltokat nem ábrázol. |
| Sentinel-2 felvételek (2022) | 10*10 m | Hamis színes kompozit: közeli infravörös-vörös-zöld |

Mivel a forrásaink vetületi rendszere, méretaránya, jelkulcsa rendkívüli mértékben eltért, elengedhetetlen volt az egységesítés. Vetületi rendszerként az Egységes Országos Vetületet állítottuk be (HD72; EPSG:23700). A méretaránybeli különbségek eltüntetése érdekében a minimális foltméretet 1 hektárban állapítottuk meg, vagyis az ennél kisebb poligonokat nem ábrázoltuk. Ez a mérethatár meghaladja a korábbi kutatásainkban alkalmazott 1000 és 3000 négyzetméteres minimális foltméretet, azonban a jelenlegi tanulmányunkban számottevően nagyobb mintaterülettel dolgoztunk, ezért indokolt az érték emelése.

A térképezés során az alábbi tájhasználati kategóriákat különítettük el (2. táblázat):

2. táblázat. A tájhasználati kategóriák jellemzése (szerkesztette Németh Gergő)
 Table 2. Description of land use categories (edited by Gergő Németh)

| Kategória | CORINE besorolás | Leírás |
|-------------------------|--------------------------------|--|
| Nyílt vízfelszín | 5.1.1., 5.2.2. | Folyó- és állóvizek területe, állandó vagy az év legnagyobb részében fennálló vízborítással. |
| Vizes élőhely | 4.1.1. | Náddal, sással fedett terület, időszakos vízborítással. A katonai és topográfiai térképek digitalizálásakor a mocsárvonalakkal jelölt foltokat soroltuk ide. |
| Erdő | 3.1.1., 3.1.2., 3.1.3. | Fás vegetációval rendelkező állomány, a fajok összetételétől és korától függetlenül. |
| Cserjés | 3.2.4. | A cserjefélékkel, helyenként fiatal fákkal vagy sűrű növényzettel borított foltok. |
| Szántó | 2.1.1. | Rendszeres (legalább éves gyakoriságú) mezőgazdasági talajmunkával érintett terület. |
| Gyep | 2.3.1., 2.4.3., 3.2.1. | Lágyszárú, évelő növényzettel borított, belvízzel nem, vagy csak kis mértékben veszélyeztetett terület. |
| Beépített terület | 1.1.2., 1.2.1., 1.2.2., 1.4.2. | Települések belterülete, külterületi lakó- és gazdasági épületek összessége. |
| Szőlő, kert, gyümölcsös | 2.2.1., 2.2.2., 2.4.2 | Szőlő- és gyümölcsültetvények, házikertek, külterületi zártkertek és az egykori szálláskertek tartoznak ebbe a kategóriába. |

A kutatás során geometria nélküli állományokkal is dolgoztunk (például az 1952-es térkép lapjai), ezért a feldolgozás előtt georeferálásra is szükség volt. A térképeken jól azonosítható pontokat kerestünk, amelyek napjainkban is léteznek (templomtornyok, útkereszteződések) és koordinátákat rendeltünk hozzájuk, a szoftver segítségével pedig megkaptuk a teljes térképlap koordinátarendszerrel ellátott változatát. Az archív térképek esetében szabadkézi digitalizálással, vizuális interpretációval készítettük el a vektorizált rétegeket.

Az 1990-től napjainkig terjedő időszak vizsgálatához a CORINE felszínborítási adatbázis (<http6>) rétegeit használtuk, melyet passzív távérzékelési módszerekkel párosítottunk. A CORINE felbontása önmagában nem elegendő egy ilyen léptékű elemzéshez, mert csak a 25 hektárnál nagyobb egységeket ábrázolja, ezért műholdfelvételekből származó adatokkal javítottuk a részletgazdagságot. Az 1990-es és a 2006-os időkeresztmetszetek vizsgálata során a U.S. Geological Survey és a NASA közös földmegfigyelő műholdcsaládjába tartozó Landsat-5 műhold Thematic Mapper (TM) szenzorával készült felvételekkel dolgoztunk (<http7>). A szenzor 7 sávot különít el a látható fény tartományától a közepes infravörösig bezárólag. A sávok terepi felbontása 30 m, radiometriai felbontásuk pedig 8 bit, vagyis 0-256 szürkeárnyalatot tartalmaznak rétegenként (<http8>). Napjaink felszínborítását a Sentinel-2 ESA műhold MultiSpectral Instrument (MSI) műszerének felvétele alapján készítettük el (<http9>), amely 13 különböző sávban monitorozza a Föld felszínét, radiometriai felbontása pedig 12 bit, vagyis 0-4096 szürkeárnyalat rétegenként. Ezek közül a 2-es (kék), a 3-as (zöld), a 4-es (vörös)

és a 8-as (közeli infravörös) 10 méter térbeli felbontással rendelkezik. Ezen sávok kombinációja alkalmas jó minőségű felszínborítási digitális térképek, geoinformatikai rétegek készítéséhez (http10) (http11).

A feldolgozási folyamat során 2 évszakos (nyár-tél) RGB kompozitokat készítettünk, hogy a növényzet (különösen az erdők) egyértelműen elkülöníthetővé váljanak. A módszer előnye, hogy többféle vegetációs állapotból vonhatjuk össze a felvételek információtartalmát, ezzel javíthatjuk az osztályozás pontosságát. Jelen kutatásunkban a közeli infravörös, a vörös és a zöld sávok kombinációját használtuk fel, vagyis két évszakra vonatkozóan összesen 6 csatornát töltöttünk be a szoftverbe. A vörös színkomponens helyébe a közeli infravörös, a zöldbe a vörös, a kékbe a zöld sáv került. Ez a Landsat-5 felvételek esetében a 4-3-2, a Sentinel-2 felvételeknél pedig a 8-4-3 sávok kombinációjának felel meg (http12). Az általunk készített kompozit kép esetében a növényzet a vörös különböző árnyalataiban jelenik meg. A dús erdei vegetáció mélyvörös, a gyepek, gabonátlábak világosabb vörös színt vesznek fel, a vízfelszínek pedig sötétkék vagy fekete színben jelennek meg.

A színes kompozitokon irányított automatikus osztályozást hajtottunk végre, melynek során tanulóterületeket jelöltünk ki az egyes felszínborítási kategóriákhoz. A folyamat célja az erdők elkülönítése volt a többi csoporttól, ezért ennek megfelelően vektorizáltuk a tanulóterületeket. Az erdők meghatározó szerepet töltenek be a mintaterület ökológiai hálózatában és különféle természetföldrajzi adottságú helyeken is előfordulnak. Mindössze néhány hektáros foltokba is rendeződhetnek és döntőek az öszszeköttetés szempontjából. Információvesztéssel járna, ha mindezt nem vennénk figyelembe a vizsgálat során és kizárólag a CORINE adatbázis felbontásában vizsgálnánk a tájat. Az osztályozási folyamat tévesztési táblázatából (melyben az ellenőrzőterületekből kiolvasott pixelstatisztika átlaga látható) megállapítható, hogy az erdőket és a nyílt vízfelszíneket kiemelkedő határfokkal különítette el a szoftver. (3. táblázat) A gyepek, szántók és egyéb területek esetében viszont kevésbé volt hatékony az osztályozás, azonban ezek a kategóriák jelenleg nem voltak relevánsak a kutatásunk szempontjából, mivel csak az erdőkre fókuszáltunk.

3. táblázat. A műholdfelvétel osztályozás tévesztési táblázata a kapott eredmények átlagával (szerkesztette Németh Gergő)

Table 3. The confusion matrix of the classified satellite images with average results (edited by Gergő Németh)

| | Erdő | Gyep | Szántó és egyéb | Nyílt vízfelszín |
|-------------------------|-------------|-------------|------------------------|-------------------------|
| Erdő | 96,2% | 1,2% | 0,5% | 0,9% |
| Gyep | 1,1% | 85,3% | 7,8% | 0,4% |
| Szántó és egyéb | 0,6% | 12,9% | 91,7% | 0,0% |
| Nyílt vízfelszín | 2,1% | 0,6% | 0,0% | 98,7% |
| Összesen: | 100% | 100% | 100% | 100% |

A műholdfelvétel-osztályozás után a kapott raszteres rétegeket megtisztítottuk az apróbb hibáktól, ugyanis az osztályozás pontatlanságából adódóan sok helyen előfordultak különálló, egy nagyobb területbe foltszerűen beágyazódó pixelek. Továbbá a térképi generalizálás szemlélete szerint összevontuk a foltokat, illetve kisimítottuk a határvonalakat is. Ehhez az ArcMap beépített függvényeit (Region group, Majority filter, Boundary clean) hívtuk segítségül. Ezután vektorossá konvertáltuk a kapott rétegeket, majd a természetesebb hatás elérése érdekében a pixelek sarkait lekerekítettük a Smooth eszközzel. Ezután exportáltuk az erdőket egy külön fájlba, majd elmetsztettük a CORINE aktuális rétegével. Végül pedig leválogattuk az 1 hektárnál kisebb foltokat és a forgácsoligonalokat, majd beolvastottuk a környező nagyobb egységekbe.

A tájmetriai mérések módszerei

Megállapítottuk a felszínborítási típusok arányának időbeli változását, ennek tendenciáit. Önmagában ez azonban nem elégséges a tájban zajló folyamatok kimutatásához és értelmezéséhez. A tájmetriai indexek viszont objektív módon összehasonlítást kínálnak időkeresztmetszetek és mintaterületek között (Németh et al. 2021). A tájszerkezeti elemzés, valamint a tájökölógiai térkép elméleti háttérét a folt-folyosó-mátrix modell jelentette (Forman és Godron 1986). A térinformatikai vizsgálatok során azonban nem volt lehetőségünk arra, hogy funkcionálisan is elkülönítsük a poligonokat, ezért a tájmetriai méréseknél minden objektumot egységesen foltként kezeltünk. Megvizsgáltunk néhány releváns mutatószámot, amelyek szemléletesen, konkrét számadatokkal alátámasztva bemutatják a tájban lezajlott szerkezeti változásokat, tendenciákat. Az indexek kiválasztásánál fontos szempont a redundancia elkerülése (Haines-Young és Chopping 1996). A széles körben elterjedt mérőszámok jelentős hányada nagyon hasonló eredményeket ad, mivel a módszertani megközelítésükben számos kapcsolódást találunk. Törekedtünk arra, hogy az általunk vizsgált metrikák egy-egy konkrét folyamatot tükrözzenek. A számításokat az ArcMap vLATE pluginjával (szabadon hozzáférhető, vektoros adatfeldolgozásra kifejlesztett bővítmény) (Lang és Tiede 2003) végeztük. A tájmetriai paraméterek mikro léptékű vizsgálatánál célszerűbb vektoros módszert alkalmazni, mert a raszteres rendszerekkel szemben a pixelesedés nem torzítja a mutatókat (Túri és Szabó 2009). A kapott eredményeket szövegfájlba mentettük, majd táblázatkezelő programba importálva diagramokon ábráztuk. Az osztály szintű mérések során sok esetben előfordul, hogy bizonyos foltosztályok nem adnak értékelhető eredményt, mert ingadozásukat valamilyen módszertani paraméter okozza, például a szőlő, kert, gyümölcsös kategóriánál, ahol a történelmi térképeken különálló parcellaként jelennek meg vagy a beépített területek esetében telektömböként, viszont a CORINE rétegei ezeket egybeolvastják. Mivel mindkét kategória részaránya elenyészőnek tűnt a teljes vizsgálat időtartama alatt, ezért ezeket nem vettük figyelembe a tájszerkezeti elemzéseknél, csak a táj szintű mutatókban jelennek meg, azonban nem okoznak bennük érzékelhető torzulást.

Négy különböző mérőszámot alkalmaztunk: A foltszám (*Number of Patches – NP*) mutatót táj és osztály szinten egyaránt vizsgáltuk. Táj szinten az összes folt számát,

osztály szinten egy adott foltosztályban előforduló foltok darabszámát adja meg. A szegélysűrűség (*Edge Density – ED*) a területegységre vetített szegélyhosszt mutatja meg és ezt is értelmezhetjük mindkét szinten. A Shannon-féle diverzitás index (*Shannon's Diversity Index – SHDI*) a foltok eloszlásának sokszínűségét mutatja meg egy adott tájban. A magas SHDI a foltok arányos eloszlását jelenti. Abban az esetben, ha csak egy folt van a mintaterületen, az SHDI értéke 0 (http13). A hatékony rácsméret indexet (*Effective Mesh Size – MESH*) osztály szinten vizsgáljuk. Ez a mutató a kumulatív eloszláson alapul. Minél nagyobb az értéke, annál valószínűbb, hogy két véletlenszerűen kiválasztott pont egy folton belül helyezkedik el. Értéke függ a foltméretek eloszlásától és a foltosztály részarányától (Jaeger 2000).

Napjaink tájökölógiai kapcsolatrendszerének feltárásához tájökölógiai térképet készítettünk a Mohácsi-sziget tágabb környezetéről, amelybe beletartozik a Gemenci-erdő teljes területe, a Duna aktív ártere (töltéseken belüli terület) a Kopácsi-rétig, valamint az összterület 2 kilométeres pufferzónája. (1. ábra) A bevezetőben felvázolt elvek szerint fontosnak tartottuk, hogy kiterjesszük vizsgálatainkat a mintaterületen kívülre is, ugyanis a sziget egy nagyobb tájökölógiai térség, a Duna mente része. Az említett folt-folyosó-mátrix modell (Forman és Godron 1986) szerint a tájat három különböző funkcionális egységre oszthatjuk. A foltok a táj egyedi elemei, melyek a mátrixba, vagyis a legnagyobb arányban előforduló folttípusba ágyazódnak. A folyosók pedig az összeköttetést biztosítják a foltok között. Ezen belül több típust is elkülönítünk: A lineáris folyosók keskeny, hosszanti objektumok két folt között és általában a peremfajok, illetve a zavarást jobban toleráló élőlények mozgását segítik elő. A tájfolyosók szélesebbek és alkalmasabbak arra, hogy két magterületet összekössenek, mert sokkal több faj számára biztosítják a vándorlás lehetőségét. A lépőkövek megszakadó korridorok, szigetszerűen kötnek össze két foltot. Továbbá elkülöníthetünk a folyosókkal ellentétes szerepű ökológiai gátakat is. Ilyen lehet például két erdőfolt közé ékelődő szántóföld vagy település, de bármilyen más folttípus, amely részben vagy teljesen korlátozza az erdei élővilág szabad mozgását. Megkülönböztethetünk szegélyökotópokat is. Jellemzően a természetes élőhelyek és a szántóföldek találkozásánál fordulnak elő. Mintaterületünk esetében ezek leginkább a nagy kiterjedésű erdők szélén jelennek meg. Ezen társulások ökológiai jellemzői eltérnek az erdő magterületéhez képest. A fény- és tápanyagtöbblet, valamint a zavartság magasabb szintje határozottan befolyásolja a fajösszetételüket. A szegélyeken általában a diverzitás növekedését figyelhetjük meg (Bartha et al. 2002, Papp et al. 2014), ugyanakkor az invazív fajok terjedésének is teret engednek, például a különféle észak-amerikai őszirózsa fajok (*Aster novi-belgii*, *Aster lanceolatus*) (Csiszár 2012), vagy a szintén gyakori zöld juhar (*Acer negundo*) és amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*).

Ártéri környezetben kiemelt jelentősége van a folyóparti sáv és a folyót szegélyező néhány kilométeres zóna felszínborításának, ugyanis a tájökológiai rendszer stabilitását nagyban meghatározza ennek a sávnak a folytonossága, amelyet kiemelt szempontként kezeltünk.

Tájökológiai térképünket Inkscape képszerkesztő programban készítettük el, melyen a folyosókat, gátakat, lépőköveket és a szegélyökotópokat ábrázoltuk. Az egyes jelek nagysága összefügg a kapcsolatrendszerben elfoglalt helyükkel, vagyis a kisebb jel kevésbé jelentős hatást mutat. Az összeköttetések értékelése során fontos tényezőt jelent a foltok összetételének bővebb ismerete, ezért az elemzés során figyelembe vettük az eltérő ökoszisztémák elhelyezkedését és terepi megfigyeléseinkre is támaszkodtunk. Egy tájökológiai folyosó hatékonyságát számottevően befolyásolja annak fajösszetétele is. Amennyiben túlnyomórészt invazív fajok borítják, akkor kevésbé tudja biztosítani az életfeltételeket az őshonos növény- és állatvilág számára. A Nemzeti Ökoszisztéma Alaptérkép (<http://14>) tájékoztat az ökoszisztémák térbeli elhelyezkedéséről, megoszlásáról, az egyes ökoszisztéma típusokat elkülönítve ábrázolja, ezért lokalizálhatók az idegenhonos fajokkal borított területek. A térkép csak Magyarországra terjed ki, ezért a határon túli területekről nem volt információnk.

Eredmények

Tájhasználat

A Mohácsi-sziget térségének első számottevő tájatalakítása a római korra nyúlik vissza. A szigetet nyugat felől körülvevő Duna-ág mentén húzódott ugyanis a Római Birodalom várakkal és őrtornyokkal szegélyezett limese. Árpád-kori források alapján feltételezhető, hogy a Honfoglalás idején a terület még nem volt egységes sziget, hanem számtalan folyóág fonatos hálózata jellemezte (Faludi és Nebojszki 2008). A 10-13. század között települt be, egyházi és világi birtokok nevei maradtak fent ebből az időszakból. A sziget déli része nem bizonyult alkalmasnak állandó települések számára. Az ismert települések a Földvári tótól északra létesültek. A fejlődésnek a tatárjárás szabott gátat, azonban a vizenyős területek elszigeteltsége miatt a pusztítás nem volt olyan hatalmas mértékű, mint az Alföld magasabban fekvő vidékein. A 14. századtól kezdve a 16. század elejéig a térség felvirágzott, új, közlekedési, és kereskedelmi funkcióval rendelkező települések jöttek létre. Ezután a népességnövekedés alábbhagyott, a török hódoltság alatt a sziget falvai elpusztultak, mivel a mohácsi csata után a török hadsereg felvonulási útvonala a Duna lett, viszont a mocsarak továbbra is menedékhelyként szolgáltak. Újabb nagyobb mértékű betelepülés csak a 17. század folyamán történt. Északon a környező magyar területekről (Mohács, Szekcső, Bata) érkeztek lakosok, a déli területeket pedig szláv népesség vette birtokba. Újraindult az ártéri gazdálkodás, de nem alakultak ki összefüggő települések, csak szálláshelyek. Kivételt képez a sziget északi végén fekvő Szeremle, de ez akkoriban még kívül esett a Duna mindkét ágán. A tájat szinte teljes egészében természetes élőhelyek (erdők, mocsarak)

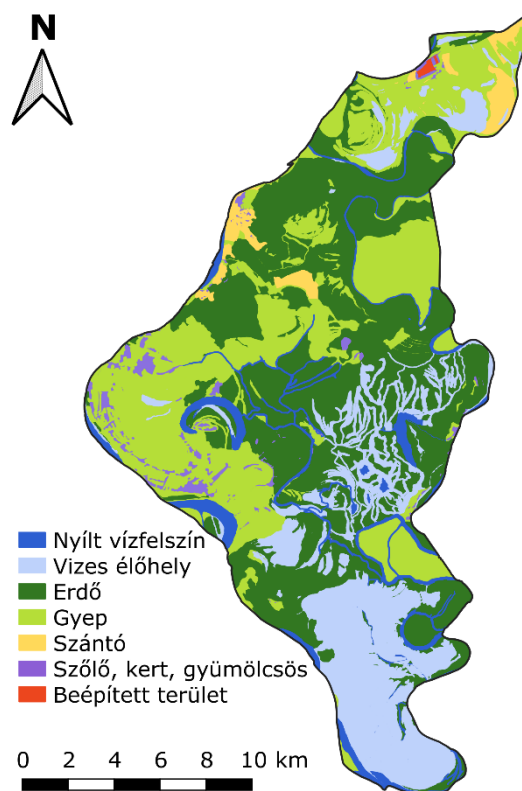
uralták. Az Első Katonai Felmérés térképlapjainak leírásaiban megemlítik, hogy a sziget ligeterdőkől, mocsaraktól, illetve egyéb nedves élőhelyekből állt, rendszerezettek voltak az elöntések (Hervai 2020).

Kiss Gábor és Kiss József vezetésével 1793 és 1802 között megépült a Ferenc-csatorna. 1820-1821-ben Fadd és Mohács között négy átvágást készítettek Beszédes József irányításával. A Duna folyása 33,4 km-rel rövidült. Az 1825-ös szabályozásokról szóló jelentésben szerepelt, hogy a munkálatok előtt 180 000 hold, míg utána már csak 100 000 hold föld volt kitéve az áradásoknak, ezáltal 90%-ról 50%-ra csökkent az elárasztással sújtott területek aránya (Andrásfalvy 1975). 1825-1830 között épült a 12,6 kilométer hosszú Szeremle körtöltése, a Baracska-Dunától keletre fekvő ártérresznél (Ihrig 1973).

A Duna felmérése, mappációja 1823 és 1845 között zajlott, pontos geodéziai és tájtérképek készítésével a folyószabályozás előkészítése céljából. A vizsgált térképlapokból és a hozzájuk kapcsolódó leírásokból megállapítható, hogy a vizes élőhelyek aránya 33%-ról 26%-ra csökkent. Holtágak és morotvák hálózta be a szigetet, köztük mocsarak, rétek, láperdők és ligeterdők területek el. A sziget nyugati felén újabb szálláskertek létesültek (Hervai 2021).

A Második Katonai Felmérés lapjain (2. ábra) még közel természetes állapotú tájat láthatunk, a szigetet továbbra is gyakran elöntötte a Duna. Ugyanakkor már érzékelhetők a tájtalakítási tevékenységek nyomai. Az Első Katonai Felmérés térképén még összefüggőnek tűnő erdőfoltok felszabdálódtak, helyüket általában gyepek és szálláskertek vették át, például a Riha-tótól délre. Szembetűnő az erdők meghatározó aránya (41,9%), vagyis ebben az időpillanatban még ez a felszínborítási kategória alkotta a tájmátrixát. A magasártér döntő többségben keményfás erdőit és az alacsonyártér puhafás ligeterdőit is egyaránt ide soroltuk. A gyepek a mintaterület 28,7%-át alkották. Nagyobb, összefüggő legelők, kaszálók leginkább a szálláskertek körül és a magaslatokon fordultak elő. A mezőgazdasági ágazatok közül a legeltető állattartás, a nád- és erdőgazdálkodás volt a legjellemzőbb (Hervai 2021). A vizes élőhelyek részesedése 18,5%-ra tehető. Legfőképpen a terület déli részén egy nagyobb kiterjedésű foltban, valamint északon fragmentáltan, illetve a belső területeken, a vízfolyások mentén, sávosan fordultak elő. A nyílt vízfelszínek kiterjedése 5,2%. A legnagyobb állóvizek a Riha-tó és Földvári-tó voltak, melyek egykori mellékágak maradványai. Az utóbbtól délkeleti irányban néhány kisebb víztest helyezkedett el (Topolovácztó, Csakáltó, Kákász-tó). A sziget déli szegletében két, azóta kiszáradt holtág figyelhető meg, a Hó-Duna és az Öreg-Duna (Stari Dunav) nevű tavak. A térképen jól kivehető a fokok sűrű hálózata, amelyek a fokgazdálkodás egykori szinterei voltak. A szőlő, kert, gyümölcsös kultúrák aránya 2,9%-ot tett ki, azonban a szőlő- és gyümölcsstermesztés ebben a korszakban nem volt jellemző a szigeten a magas talajvízszint és a gyakori áradások miatt. Csak a szálláskerteket soroltuk ebbe a kategóriába, amelyek az állandó településektől távolabb létesült gazdasági udvaroknak tekinthetők. Itt helyezkedtek el az istállók, itt zajlott az állatok teleltetése, nyáron pedig a gabona nyomtatását végezték ezeken a helyeken. Lakóépületeket is létrehozta, mivel a férfiak általában sok időt töltöttek itt, ké-

sőbb pedig teljes családok is ide költöztek, ezért tanyaként működtek (http15). Leginkább a sziget nyugati oldalán, Moháccsal szemben, a mai Újmohács térségében fordultak elő az ármentes magaslatokon, folyóhátakon. Szántóföldi művelés (részaránya 2,7%) leginkább a sziget északi végében és Dunaszekcsővel átellenben folyt. A szigeten ekkor csak egyetlen állandó település, Szeremle létezett, ezért a beépített területek kiterjedése mindössze 0,1% volt.



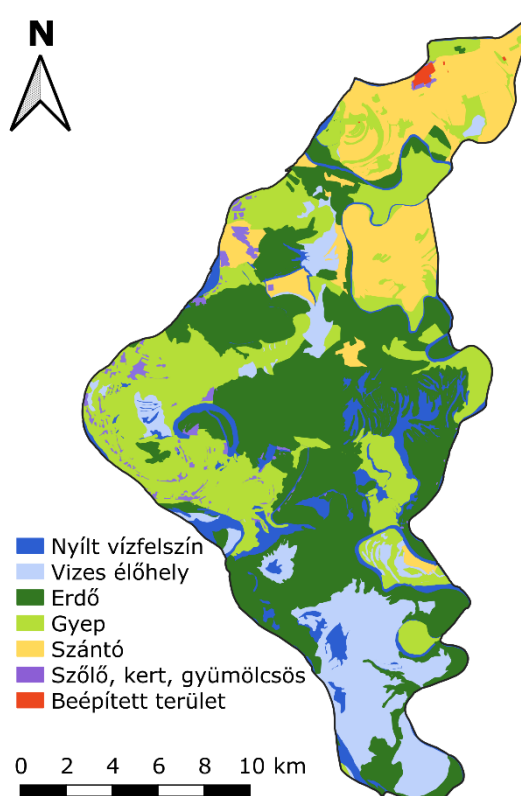
2. ábra. A Második Katonai Felmérés (1869) időszakának tájhasználati térképe
(készítette Németh Gergő)

Figure 2. Land use map at the time of the Second Military Survey (1869) (by Gergő Németh)

Az 1870-es évekig a jelentősebb árhullámok időről időre előtörték a szigetet. 1875-ben elkészült a Baja-Bezdáni tápcsatorna a Baracskai-Duna medrének részleges felhasználásával. Az 1876-os jeges árvíz hatalmas károkat okozott, szükségessé vált a vízrendezés. 1877-ben megalakult a Margitta-szigeti védgátársulat, melynek feladata a töltések építése, fenntartása, valamint egyéb árvízvédelmi intézkedések meghozatala volt. A lakosság számára azonban költségesnek bizonyult az apparátus működtetése, ezért rövid idő alatt feloszlott, majd magánérdekeltségű töltések épültek (Faludi és Nebojszki 2008).

A Harmadik Katonai Felmérés tájhasználati térképén (3. ábra) szembejövő, hogy az erdők aránya 34,7%-ra esett vissza. Túlnyomórészt a sziget déli és középső területein maradtak meg nagyobb kiterjedésű, összefüggő foltok, általában legelők és szántók vették át a helyüket. A gyepek (25,8%) esetében enyhe csökkenés tapasztalható, de helyenként felváltották a kiirtott erdőket, mert a legeltető állattartás továbbra is jellemző

volt, ezért részarányuk ekkor még nem csökkent drasztikusan. A szántók jelentős területnövekedése figyelhető meg (13,8%), ugyanis az ármentesített területeken (főként a sziget északi részén) megindult a növénytermesztés térhódítása. A vizes élőhelyek táji léptékben vizsgálva visszaszorultak (13,3%-ra), ugyanakkor egyes helyeken (például a Riha-tótól északra és nyugatra) terjeszkedtek. Ennek oka, hogy a gátépítések miatt elzárt fokokban, lefolyástalan holtágakban felgyülemlt vizek hatására a sziget újra mocsarasodni kezdett. Az 1875-ben létesített tápcsatorna miatt megszűnt a természetes lefolyás a Baracskai-Duna irányába (Buzetzky 2002, Hervai 2021). A folyamat hatására a nyílt vízfelszín kiterjedése határozott mértékben megnőtt, 10%-os arányt képviseltek. A kertek aránya nem változott (2,1%). A beépített területek minimális mértékben bővültek, 0,2%-ra, amit Szeremle község bővülése és néhány tanya, valamint gazdasági épület megjelenése magyaráz.



3. ábra. A Harmadik Katonai Felmérés (1884) időszakának tájhasználati térképe
(készítette Németh Gergő)

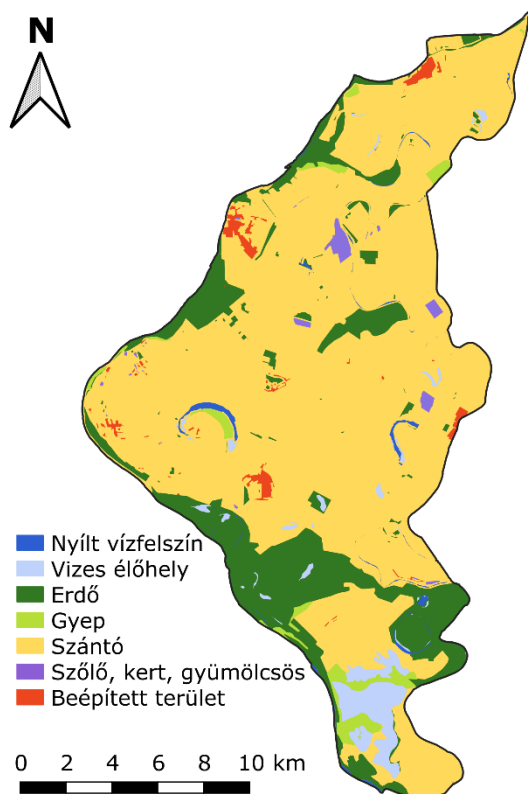
Figure 3. Land use map at the time of the Third Military Survey (1884) (by Gergő Németh)

Az 1890. évi gátszakadás, az 1891 márciusi mohácsi jégtorlódás, majd 1897. augusztusában az árvíz hatalmas károkat okozott a Mohácsi-szigeten. 1899-ben a földművelésügyi miniszter a sziget elmocsarasodása okán elrendelte a Margittaszigeti Ármentesítő és Belvízelvezető Társulat létrehozását, melynek feladatkörébe a töltés építésén felül a belvízmentesítés is beletartozott. 1900-1901, majd 1904-1906 között jelentős számú védőgátat hoztak létre, kialakították a fő belvízcsatornákat is. 1904-ben meg-

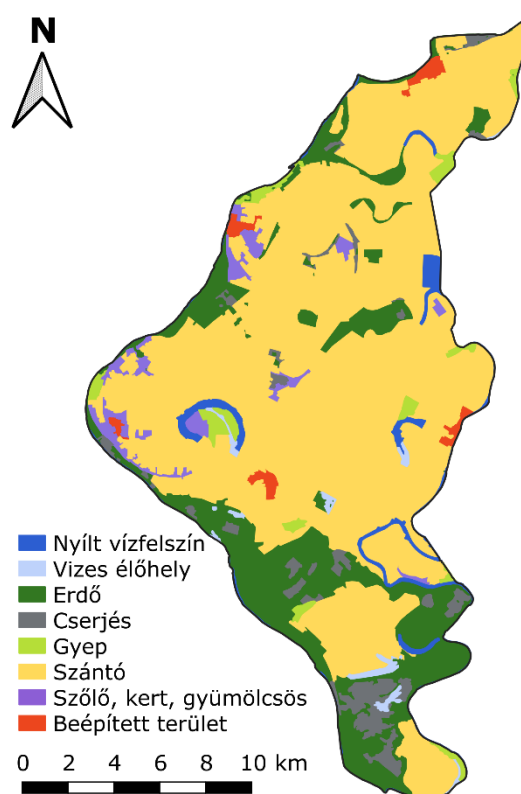
épült a karapancai és a bezdáni szivattyútelep. Ezek a munkálatok hozzájárultak ahhoz, hogy a sziget tájhasználatát minden korábbinál nagyobb mértékben átalakuljon. A természetes élőhelyek nagyfokú visszaszorítását a szántóföldek erőteljes térnyerése kísérte. Az első világháborút lezáró trianoni békeszerződés a Mohácsi-sziget déli végét a Szerb-Horvát-Szlovén Királysághoz juttatta, ezáltal a Társulat működési területének 7,9%-a, valamint a dunai töltés 7,6 kilométeres szakasza és egy szivattyútelep került az új ország tulajdonába, illetve megszűnt a Baja-Bezdáni tápcsatorna hajóforgalma. 1926-ban a kieső szivattyútelep pótlása miatt Hercegszántónál újat létesítettek. A sziget népessége gyarapodni kezdett. Míg a 19. század végén 200 tanyán 1000 fő állandó lakos élt, az ármentesítés és a belvízrendezés után, az 1920-as években már nagyjából 600 tanya létezett több mint 3000 állandó lakossal (Faludi és Nebojszki 2008).

A korábbi időszak tájhasználati térképéhez viszonyítva az 1952-es állapot elemzésénél hatalmas változásoknak lehettünk tanúi. (4. ábra) A szántóföldek aránya elérte a 73,5%-ot, tehát már ez a kategória alkotta a mátrixot, ami a későbbi évtizedekben is változatlan maradt. Az 1950-es években megindult a mezőgazdaság kollektivizálása, a gépesítés egyre nagyobb mértékűvé vált és a korábbi, kisparaszti gazdaságok helyét a nagyüzemi gazdálkodás vette át. Az ármentesített területeken a növénytermesztés került előtérbe az állattenyésztéssel szemben. A mezőgazdasági termeszéstechnológia fejlődött, nagyobb eredményességet hozott a sokrétű vízgazdálkodás, ezen belül a belvízrendezés (melioráció), valamint az öntözés (Faludi és Nebojszki 2008). Ezek a változások viszont többségében káros környezeti hatásokkal jártak, csökkent a biodiverzitás, kedvezőtlenebbé vált a mikroklíma (nagyobb hőingás, szárazság stb.). A hosszú időre szabadon hagyott és átforgatott földben felgyorsul a szerves anyagok bomlása, romlik a termőképesség, a talaj elveszíti szerkezetét, ami pedig utat enged az erózióknak, deflációnak (http16). A finomszemcsés öntéstalajokon kifejezetten komoly gondot okozhat ez a folyamat. Az erdők számottevő csökkenése (16,8%-ra), különösen a sziget közepén szintén kedvezőtlen volt. A fokozott elzárásával megszűnt az ártéri erdők természetes vízutánpótlása, ezért csak a hullámártéren és a Dunához közelebbi, mélyfekvésű részekben maradtak meg nagyobb erdőfoltok. Az erdőgazdálkodás egyre intenzívebbé vált, rövid vágásfordulókkal és idegenhonos fajok, például fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) telepítésével próbáltak minél nagyobb fahozamokat elérni. A vizes élőhelyek szintén az előbbi folyamatok hatására estek vissza, mindössze 3,5%-uk maradt meg az 1950-es évekre, elszórta a terület déli részén és a középső térségben, a Rihtó körül. A tájtalakítás legnagyobb vesztesei a gyepek voltak. Arányuk több mint tizenkettőre (2,1%-ra) csökkent. A legeltetés visszaszorult, a füves területek apró parcellákra tagozódtak, szegélyekre, nedves mélyedésekbe húzódtak vissza. A beépített területek érzékelhetően bővültek (1,6%). Új települések, illetve külterületi lakott helyek, ipari és mezőgazdasági létesítmények, tsz-telepek jelentek meg a szigeten. A térképen már kivehető Homorúd, Dunafalva, Sárhát (Mohács része), Újmohács (Mohács része), Hóduna (Hercegszántó része) és Püspökpuszta (Dávod része) is. A nyílt vízfelszínek aránya a tavak, vízfoltok lecsapolása után 1,5% lett. Továbbá ebben az időszakban a Duna már a jelenlegihez hasonló medret foglalt el, ezért nem került egyik szakasza sem a lehatárolt mintaterületünkön belülre. A szőlő, kert, gyümölcsös kategória

kiterjedése érzékelhetően visszaesett, 0,9%-ban volt jelen. A szálláskertek megszűntek vagy funkciójuk átalakult. Zártkerti ingatlanokká, hétvégi házakká váltak vagy felszántották a területüket. A felhasznált térkép jelrendszerének változása is hozzájárult a csökkenéshez, ugyanis a katonai felméréseken a szálláskerteket egy egységként kezelték és jelölték, viszont amikor külön ábrázolták a szántókat, gyümölcsösöket, szőlőket, akkor visszaesést érzékelhetünk, mert ezek a házikertként hasznosított és rendszeresen szántott kis parcellák beleolvadnak a környező nagyobb egységekbe.



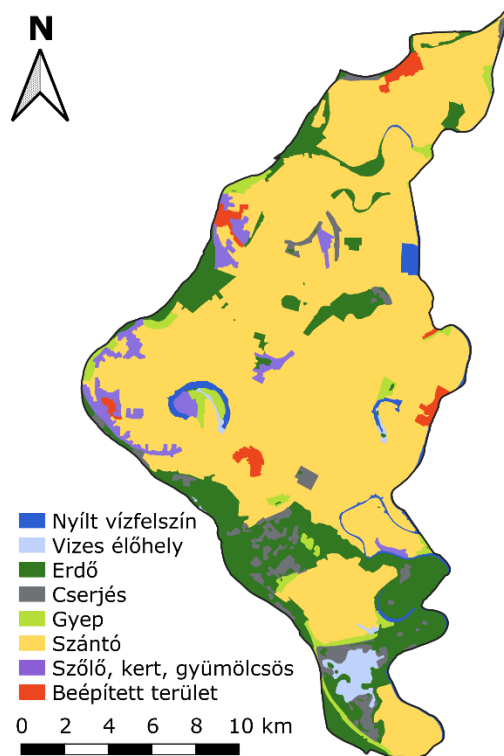
4. ábra. Az 1952-es Katonai Felmérés tájhasználati térképe (készítette Németh Gergő)
Figure 4. Land use map at the time of the 1952 Military Survey (by Gergő Németh)



5. ábra. 1990-es tájhasználati térkép (készítette Németh Gergő)
Figure 5. Land use map in 1990 (by Gergő Németh)

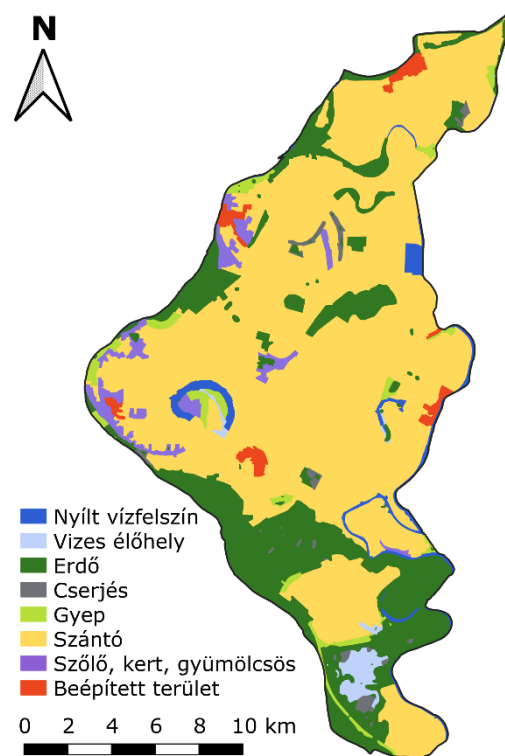
1990 körül elkezdődött a mezőgazdaság szerkezeti átalakulása, a nagyüzemek szétesése, miközben az energia és az üzemeltetés egyéb költségei is jelentősen megnövekedtek. A Mohácsi-szigeten és országosan is drasztikusan visszaesett az öntözés. Az 1950-es évek után már nem láthatók jelentős változások a tájhasználatban, szinte minimális ingadozások figyelhetők csak meg, melyek a felhasznált állományok pontatlanságaiból és különbségeiből, illetve az osztályozás apróbb hibáiból is adódhatnak. (5. ábra, 6. ábra, 7. ábra) Az állandóság oka, hogy az ideális talaj és vízrajzi adottságok miatt a mezőgazdasági területeket továbbra is művelik, nem jellemző a felhagyás és az extenzifikáció (Szilassi 2017). A CORINE térképeken elkülöníthetők a cserjések. Kiterjedésük 1990-ben 3,4% volt, majd a következő évtizedekben csökkenni kezdett. A szukcessziós folyamatok előrehaladtával vélhetően összefüggő erdővé alakultak át. A

szőlő, kert, gyümölcsös területek részaránya a 19. században mért értékek közelébe emelkedett, (1990-ben 2,8%, napjainkban 2,4%). Ez a változás részben a jelkulcsbeli eltérésekből adódik, mert a CORINE az 1800-as évek térképeirehasonlóan összefüggő egységként kezeli az egykori szálláskertek helyén kialakult zártkerteket, vegyes mezőgazdasági területeket. Azonban nagyobb gyümölcsültetvények is megjelentek a szigeten. Pozitív fejleményként értékelhető, hogy 2002 és 2017 között a WWF és a Duna-Dráva Nemzeti Park élőhelyrehabilitációs tevékenységének köszönhetően a természetes erdők aránya 32%-ról 52%-ra nőtt (Hervai 2021).



6. ábra. 2006-os tájhasználati térkép
(készítette Németh Gergő)

Figure 6. Land use map in 2006
(by Gergő Németh)



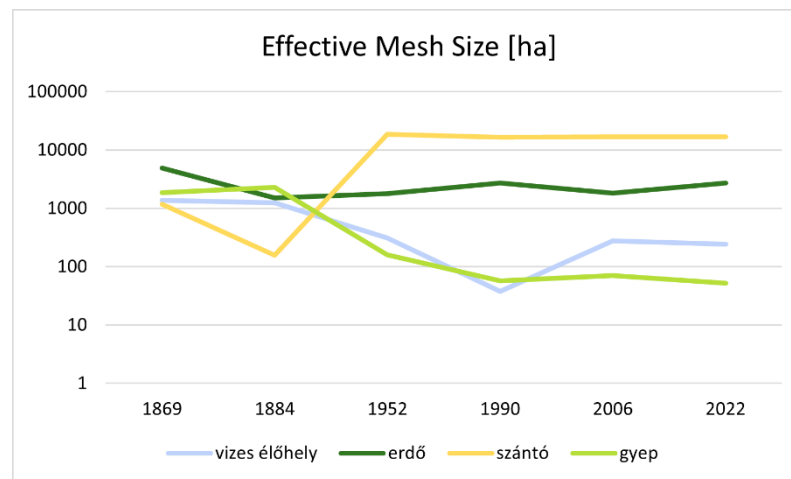
7. ábra. 2022-es tájhasználati térkép
(készítette Németh Gergő)

Figure 7. Land use map in 2022
(by Gergő Németh)

Tájszerkezet

A *hasznos rácsméret index (MESH)* (8. ábra) tekintetében az egyes foltosztályok különböző tendenciákat mutatnak. Látható a szántóföldek arányának ugrásszerű emelkedése az 1884-es és 1952-es állapotok között (1000 ha alatti szintről 10 000 ha fölé), bár ezután már stagnálás következett. A mutató növekedésének oka a nagytáblás gazdálkodás térnyerése. A 19. században még csak kisebb szántóterületek fordultak elő, majd a 20. század első felében összekapcsolódtak. Ez a folyamat a természetes vegetáció (a vizes élőhelyek és a gyepek) rovására történt. Kiterjedésük csökkent, kisebb térbeli egységekre darabolódtak (különösen a gyepeknél volt szembetűnő az átalakulás), a

mutató értéke is csökkent. Az erdők visszaesése az előbbiekhöz képest enyhébb volt, illetve stagnálás jelentkezett. A Második Katonai Felmérés idején sok volt a nagy kiterjedésű erdő, amelyek később felszabdálódtak, viszont mindegyik vizsgált időpillanatban megfigyelhetők nagyobb, összefüggő egységek és ezek egy része megmaradt, végigkísérte a kutatási időszakot, ezért nem zuhant annyira a MESH index. A gátak közé szorított, időnként előtörtött aktív ártérrel kiszorult a mezőgazdaság, viszont könnyebben fennmaradhattak, helyenként bővílhetek is az összefüggő erdőfoltok.

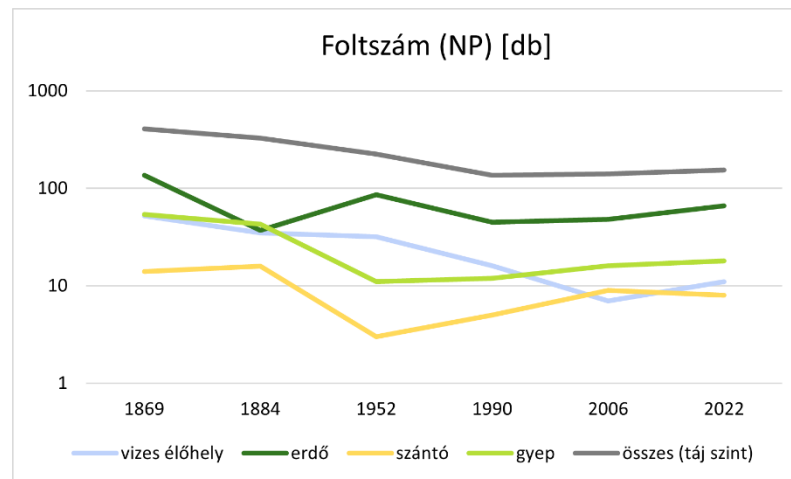


8. ábra. A hasznos rácsméret index (MESH) változásai (készítette Németh Gergő)

Figure 8. Changes of Effective Mesh Size (MESH) (by Gergő Németh)

A *foltszám* (NP) (9. ábra) érzékelhetően összefügg a MESH mutatóval, azonban pozitívan vagy negatívan egyaránt korrelálhatnak. (4. táblázat) Például a szántók és a szőlő, kert, gyümölcsösök esetében fordított arányosság figyelhető meg, vagyis minél kisebb a foltszám, annál nagyobb a MESH érték. Az 1884 és 1952 között eltelt időszakban látható, hogy a nagytáblás művelés terjedésével a kisparcellás szántók és kertek összeolvadtak, helyüket átvette a nagyüzemi gazdálkodás, ezért csökkent a foltszámunk. Ugyanakkor 1952 és 2006 között ismét emelkedett a mutató, mivel erdő- és gyepfoltok tagolták, illetve körülzárták a korábban még egybefüggő mezőgazdasági táblákat. Legfőképpen a sziget északi részén figyelhető meg ez a jelenség (5. ábra, 6. ábra).

Az erdők, vizes élőhelyek, gyeppek esetében viszont pozitív a korreláció, tehát kisebb foltszámmal kisebb foltméretek járnak együtt (és fordítva). A kisebb foltszám ezekben a kategóriákban a MESH index csökkenését vonja maga után. Ez azt jelenti, hogy a tagoltság, felszabdaltság egyre jobban erősödött, sok kis folt váltotta fel a kevés számú nagyot. Szembetűnő, hogy szinte mindegyik időpillanatban az erdők foltszáma volt a legmagasabb. Térbeli kiterjedésük csökkenése ellenére a kisebb erdőfoltok (fasorok, elhagyott tanyahelyek, vályogvető gödrök stb.) viszonylag nagy számban maradtak fent, ezért kiegyenlítettebbé vált a görbe.



9. ábra. A foltszám (NP) változásai (készítette Németh Gergő)
Figure 9. Changes of Number of Patches (NP) (by Gergő Németh)

4. táblázat. A foltszám (NP) és a hasznos rácsméret index (MESH) korrelációja
(szerkesztette Németh Gergő)

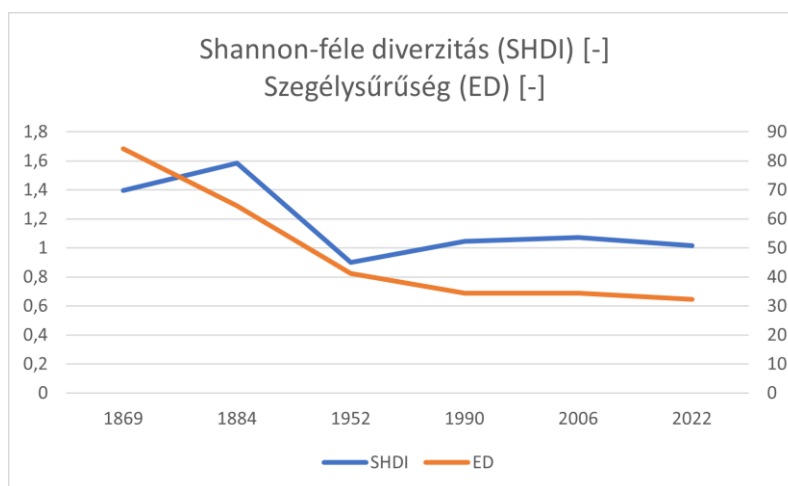
Table 4. Correlation between the Number of Patches (NP) and the Effective Mesh Size (MESH)
(edited by Gergő Németh)

| Kategória | Korrelációs együttható |
|-------------------------|------------------------|
| Nyílt vízfelszín | 0,065 |
| Vizes élőhely | 0,833 |
| Erdő | 0,819 |
| Szántó | -0,923 |
| Gyep | 0,930 |
| Beépített | -0,111 |
| Szőlő, kert, gyümölcsös | -0,897 |
| Cserjés | 0,536 |

A táj szintű mutatók esetében a foltszám (NP) értéke 1990-ig csökkent, utána enyhén emelkedett. (9. ábra) Ezt azzal magyarázhatjuk, hogy a vizsgálati időszak első felében a mozaikosság folyamatosan csökkent, a foltok összeolvadtak, az összefüggő szántóföldek erősen háttérbe szorították a táj többi elemét.

A Shannon-féle diverzitás (SHDI) (10. ábra) a Harmadik Katonai Felmérésnél volt a legmagasabb, vagyis ekkor létezett a legdiverzebb tájszerkezet, mivel a természetes élőhelyek mellett megjelentek a szántók is. Utána a szántóföldek térnyerése miatt egyhangúbbá vált a táj. Az utóbbi évtizedekben enyhe emelkedés, illetve stagnálás tapasztalható, bár ez módszertani megközelítésünk sajátosságaiból is adódhat. A CORINE rétegei segítségével már a cserjéseket is el tudtuk különíteni, ami némileg növelhette a diverzitást, mert az index egyik összetevője a foltosztályok száma.

A szegélysűrűség (ED) (10. ábra) folyamatosan csökkent, 1952-ig erősen, majd utána gyengébben. Összefüggő mezőgazdasági parcellák alakultak ki, ezért egy hektárra átlagosan sokkal kevesebb szegély jutott. A szegélysűrűség tendenciája hasonló a Shannon-féle diverzitáshoz, hiszen a diverzebb tájakban általában hosszúak a szegélyek is. Ugyanakkor előfordulhatnak kivételek, mint az 1869-1884 és az 1952-1990 közötti időszakban (10. ábra), amikor fordított arányban változott a két tájmetriai index értéke, a szegélysűrűség csökkent, a diverzitás nőtt. Ez arra vezethető vissza, hogy 1869-1884 között a tájtalakítás következtében a nyílt vízfelszínnek és vizes élőhelyek nagy fajlagos szegélyhosszal rendelkező, fonatos hálózata elkezdett visszaszorulni, a gyarapodó szántóföldek pedig már szabályosabb, kompaktabb alakban jelentek meg. Mindkét folyamat csökkentette a szegélysűrűséget. 1952 és 1990 között pedig a cserjések a korábban vizes élőhelyként vagy gyepként azonosított, fragmentált területeken jelentek meg leginkább, összeolvasztva ezeket a térszíneket, így csökkentve a mutató értékét.

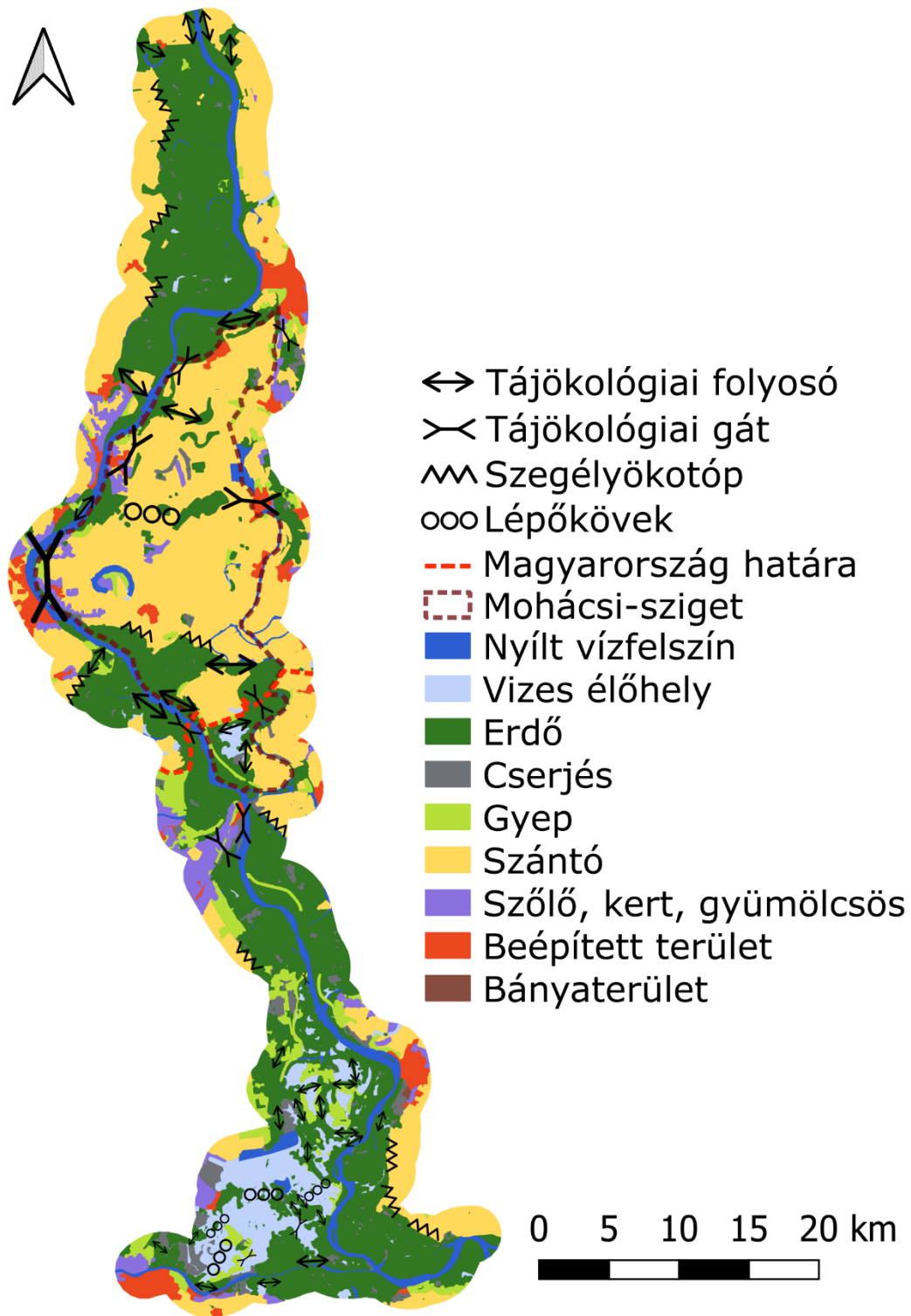


10. ábra. A Shannon-féle diverzitás (SHDI) és a szegélysűrűség (ED) változásai (készítette Németh Gergő)

Figure 10. Changes of Shannon's Diversity Index (SHDI) and Edge Density (ED) (by Gergő Németh)

A tájökológiai kapcsolatrendszer elemzése

A sziget elhelyezkedéséből adódóan fontos szerepet tölt be a nagytérségi tájökológiai rendszerben. (11. ábra) A Duna völgye észak-déli irányban összeköti a partmenti élőhelyeket, leginkább az ártéri erdőket, de egyúttal gátat is jelent bizonyos fajoknak, például a szárazföldi emlősöknek. Az áradások során számos faj szaporítószervei képesek elterjedni távoli folyószakaszokra. Ez a folyamat viszont veszélyessé is válhat, mivel idegenhonos adventív fajok terjedését is elősegítheti olyan helyeken, ahol korábban nem fordultak elő. Például az aranyvessző fajok (*Solidago*), a selyemkóró (*Asclepias syriaca*), a zöld juhar (*Acer negundo*), vagy az amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*) kiterjedt területeket népesít be az ártereken.



11. ábra. A mintaterület tájökológiai térképe (készítette Németh Gergő)

Figure 11. The landscape ecological map of the study area (by Gergő Németh)

A sziget környezetének nagy, összefüggő erdőtömbjei Gemenc, Béda-Karapanca, Gornje Podunavlje (Felső-Dunamellék), valamint a Kopácsi-rét szórványos, ligetes mocsárerdő foltjai közötti kapcsolat sok esetben rendkívül hiányos és sérülékeny. A nagy észak-déli korridor több helyen is megszakad, illetve számos ponton elkeskenye-

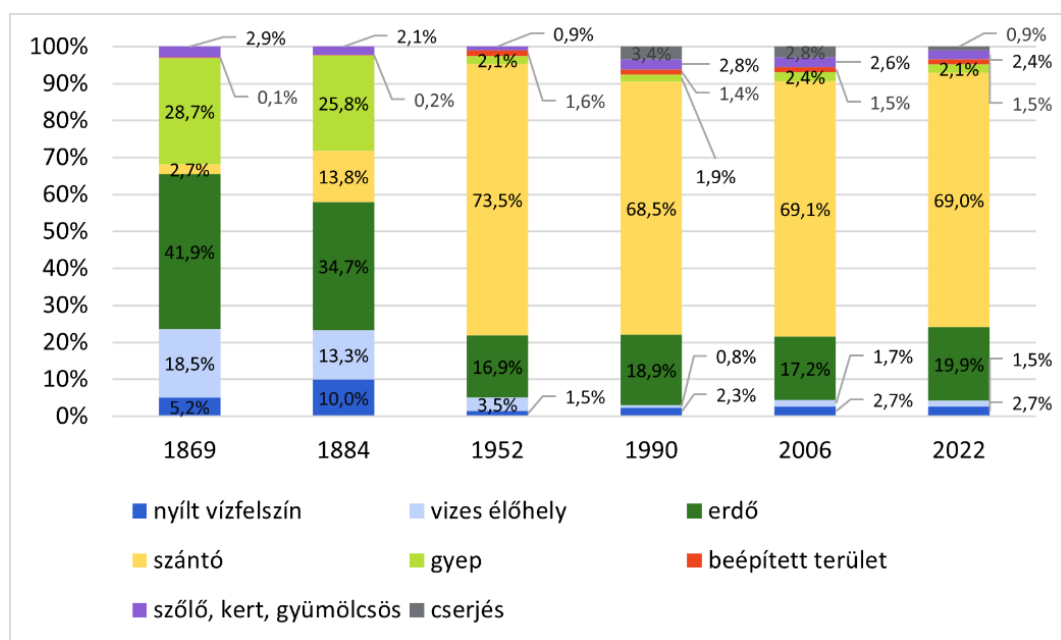
dik, legfőképpen a települések közelében. Baja, Dunaszekcső, Dunafalva, Mohács, Kiskőszeg és Apatin települések közvetlenül a folyó mentén helyezkednek el, ezért itt nem szegélyezik galériaerdők a partot. Újmohácsnál pedig a hullámtér beszűkül és részben beépített (komplikotó és hétvégi házas üdülőterület), ami bizonyos mértékben szintén korlátozza az összeköttetést. Problémát jelent továbbá az is, hogy a Gemenci-erdőt a délebbi foltokkal összekapcsoló folyosóban magas az idegenhonos fajok aránya (nemesnyár ültetvények), valamint a Nagy-Pandúr-sziget (Mohácsi-szigetet északról határoló terület) erdőtömbjének konnektivitását a beékelődő szántóföldek megtörik, a déli irányból kapcsolódást biztosítandó erdőtömbben pedig szintén magas a faültetvények részesedése. A térség déli részén már sokkal kedvezőbb a tájökölógiai összeköttetés az egyes területek között. Béda-Karapancsától a Kopácsi-rétig tartó folyosószakasz mindkét partját több kilométer szélességben erdők szegélyezik, csak néhány kisebb ökológiai gát fordul elő, kedvezők a feltételek az élőlények vándorlásának. Ugyanakkor az országhatáron felépített határkerítés számottevő akadály. Gátat jelent még Kiskőszeg belterülete, illetve a Baranyai-dombsághoz sorolható kiemelkedés. Az ártér folytonossága ezen a szakaszon megtörik, de a délebbi területeken már csak elszórtan található tájökölógiai gátakat, azok is leginkább csak kisebb beékelődő gyepfoltok, melyek csupán elenyésző mértékben akadályozzák az erdei élővilág mozgását.

A kelet-nyugati irányú összeköttetési lehetőségek jelentősége, hogy fenntartsák a folytonosságot a Duna-mente ártéri erdei és a Kiskunság homokterületeinek mozaikos erdőfoltjai között. Igaz, hogy az utóbbiak természetessége minimális, nagyrészt fehér akácból (*Robinia pseudoacacia*) és fekete fenyőből (*Pinus Nigra*) álló ültetvények, bizonyos fajok mégis megtalálják az életterüket (különösen a nagyvadak, például a gímszarvas (*Cervus elaphus*), őz (*Capreolus capreolus*), vaddisznó (*Sus Scrofa*) és a dámszarvas (*Dama dama*) (Bárány 2021). Fontos, hogy biztosított legyen az átjárási lehetőség az egymástól távolabb eső élőhelyek között, elkerülve ezzel a populációk belterjességét. A kelet-nyugati kontinuitás azonban jelenleg sokkal gyengébb, mint, az észak-déli. A Nagybaracskát közrefogó két erdőtömb között gyakorlatilag nincs kapcsolat, a település és a környező szántóföldek tájökölógiai gátként funkcionálnak. A Duna ártere és a községtől nyugatra található erdőtömb (Tier-erdő) között lépőköveket láthatunk, szórványos erdőfoltok ékelődnek be a kiterjedt mezőgazdasági táblák közé. A kapcsolódás alacsony szintű és mivel nagyrészt invazív fajokból álló foltok teremtik meg, ezért nem tekinthető optimálisnak.

Következtetések

Kutatási eredményeink alapján megállapítható, hogy nagymértékű változások zajlottak le a tájhasználatban a vizsgált időszak során. (12. ábra) A korábbi, közel érintetlennek tekinthető táj kultúrtájja alakult és az ártéri erdők helyét a nagytáblás mezőgazdaság vette át. A legmarkánsabb fordulópont a 19. század végén, 20. század elején volt,

amikor a folyószabályozási és lecsapolási munkálatok következtében a talajvízszint le-süllyedt, majd az ármentesített felszíneket szántóföldekké alakították. A természetes ökoszisztémák (erdők, gyepek, vizes élőhelyek) visszaszorultak, különösen a gyepeket érintette hátrányosan ez a folyamat. 1952 után már nem történt jelentős átalakulás, mert a kedvező talajadottságok miatt nem volt jellemző a mezőgazdasági területek fel-hagyása, mint például a Dél-balatoni berkek vagy az Alsó-Dráva ártér esetében, (Né-meth et al. 2021, Németh et al. 2022) mivel továbbra is jövedelmező maradt a növény-termesztés. A hullámtér felszínborításában gátak felépítése, magasítása után extenzi-fikáció figyelhető meg, ugyanis az áradások idején kevesebb tér marad a többletvíznek, ezért magasabb és tartósabb a vízborítás, ami ellehetetleníti a szántóföldi művelést, a szántók helyét az erdők veszik át, amint az az Alsó-Dráva árterében is lezajlott (Né-meth et al. 2022).



12. ábra. A tájhasználati változások összegzése (készítette Németh Gergő)
Figure 12. Summary of land use changes (by Gergő Németh)

A táj szerkezete szintén alaposan átalakult. A természetközeli élőhelyfoltok feldarabolódtak, sok esetben marginalizálódtak (gyepek, vizes élőhelyek), ezzel szemben a szántóföldek gyors ütemben terjedtek. Az említett tendenciákat a MESH mutató görbéi egyértelműen alátámasztják. A táj Shannon-féle diverzitása csökkent, a szántók dominanciája egyre jobban erősödött, nagyobb területeket foglaltak el, a kollektivizálás során pedig a korábbi kisebb telektömbök összekapcsolódtak, ezért a táj egyhangúbbá vált. Az 1950-es évek után pedig stagnálás következett. A diverzitás csökkenése folyamatosan mérsékelte a szegélyességét. Így szegényesebb lett az élővilág, számos növény- és állatfaj hátrányos helyzetbe került.

A természetvédelmi tevékenység biztosítja az értékes, természetközeli állapotú élőhelyfoltok fennmaradását, de konnektivitásuk nem minden esetben megfelelő. Számos tájökölógiai akadály nehezíti az élőlények szabad mozgását, például az erdőfoltok

közé ékelődő szántók, a települések lakott területei, illetve az országhatáron létesített kerítés.

A természetvédelmi tevékenységek értékelése és javaslatlétételek

Kutatásunk egyik célja, hogy értékeljük a korábban lezajlott, természetvédelmi célú tevékenységeket, valamint gyakorlati javaslatokat is tegyünk a természetközeli tájhasználat és az erősebb tájökölógiai kapcsolatrendszer érdekében. Az ártéri élőhelyek rehabilitációja szempontjából elengedhetetlen a megfelelő vízutánpótlás. A természetvédelmi célú vízrendezés fontos törekvése – a korábbi gyakorlattal ellentétben – nem a víz levezetése, hanem megtartása. A következő évtizedek kulcsfontosságú gyakorlata lesz a fenntartható vízgazdálkodás megvalósítása, ugyanis az éghajlatváltozás következtében a hőmérséklet határozott emelkedése prognosztizálható a Duna vízgyűjtőjén. Különösen a téli hónapokban várható jelentős, akár 5-6 °C-os pozitív hőmérsékleti anomália. A fagyos időszakok rövidülése megzavarja az élőlények életciklusát, ezért kedvezőtlen hatást gyakorol a vízi ökoszisztémákra. A csapadék eloszlása várhatóan egyenlőtlenebb lesz, a telek csapadékosabbá, a nyarak viszont szárazabbá válnak és növekszik az intenzív csapadékesemények valószínűsége (Czira et al. 2023, Kis et al. 2023), amely az aszályos periódusok és az árvizek hirtelen váltakozását eredményezi és fokozza az élőhelyek sérülékenységét. Bizonyos társulások, például a tölgyesek nehezen viselik a hidrológiai viszonyok hektikus ingadozását, ezért az élőhelyrehabilitációs kezdeményezések során figyelembe kell venni ezt a tényezőt is, tehát célszerű az ártér helyett a Dunától távolabbi vagy magasabban fekvő területekre telepíteni ezeket a fajokat.

A fokgazdálkodás alapelveihez visszatérve helyenként megvalósítható egy természeteshez hasonló vízgazdálkodás, mellyel növelhető a vizes élőhelyek pufferkapacitása és a szélsőséges időjárási eseményekkel szembeni rezilienciája. Számos ilyen irányú törekvés történt az utóbbi évtizedekben a Duna-Dráva Nemzeti Park és a WWF jóvoltából. Kotrásokkal, zsilipek építésével, folyamszabályozó művek átépítésével segítették a vízvisszatartás hatékonyságát, továbbá monitoring rendszert dolgoztak ki a változások nyomon követése érdekében. A Riha-tónál rekonstrukciós tevékenységet végeztek, melynek során megtisztították a tóba vezető csatornát, a feltöltődött szakaszon pedig kotrással távolították el a felhalmozódott hordalékot, egységesítették a vízfelületet (http17). A Szabadság-zátonyon egy 2009-ben indult Life+ program keretében helyreállították a természetes élőhelyeket (Kövesi 2013). Kiemelten fontos lenne, hogy a jövőben is folytatódjon az élőhelyek rehabilitációja.

Mivel mintaterületünk túlnyomó többsége szántóföldi művelés alatt áll és a korábbi tájhasználat gazdasági okokból nem állítható helyre, kiemelt jelentősége van a környezetkímélő művelésmódok előtérbe helyezésének, hogy a talajerózió és az ökoszisztémák károsodása mérsékelhető legyen. A kímélő talajművelésre való átállás segíti a víz-erózió és defláció elleni védelmet, javítja a talajszerkezetet, megőrzi a nedvességet, valamint növeli a talaj szervesanyag tartalmát és elősegíti a talajélet megóvását. Az egészséges talaj bioindikátorát a földgiliszták és a madarak mennyisége jelenti (Bádonyi

2006). Ha ezek a fajok megfelelő egyedszámban fordulnak elő, akkor a pozitív hatások a tápláléklánc magasabb szintjeire is továbbgyűrűznek.

A tájökölógiai kapcsolatrendszer javítása érdekében szükségesnek tartjuk a további erdősítést, különösen a természetes élővilág magterületeinek közelében. Ilyen célterület lehetne például a Riha-tó és a Földvári-tó, ahol a jelenleg még szántóként hasznosított területeken galériaerdők telepítése számottevő pozitív hozadékkal járna. Növekedne a biodiverzitás, a kedvező mikroklíma csökkentené a tó párolgását, valamint javulna a vízminőség, mivel visszaszorulna a vízbe jutó növényvédőszeres mennyisége. Egy ilyen program tájökölógiai lépőköveket hozna létre, fokozná a kelet-nyugati irányú összeköttetést is. A Hercegszántói-halastavak mesterséges létesítmények, de növelhető lenne a természetességük, ami elősegítené az őshonos növény- és állatvilág újbóli térhódítását és mozgását a Duna-ártér, a Kiskunság és a Bácskai-löszös-hát térségében. A Mohácsi-szigetet behálózó csatornarendszer ökológiai hálózatban betöltött szerepe sem elhanyagolható, azonban sok helyen ezek a létesítmények, illetve egykori mellékágak az idegenhonos fajok térnyerésének pályái. A bolygatatlan területeken ugyan könnyen megindul a természetes szukcesszió, viszont szabályozatlan keretek között sokszor negatív irányban halad, ezért kívánatos a beavatkozás, a káros növényfajok visszaszorítása. A csatornák és táblaszegélyek mentén hazai fafajokból álló mezővédő erdősávokat lenne érdemes telepíteni, csökkentve a szélrózsiós károkat (Négyesi 2018, Caborn 1957, Funk et al. 2004).

Köszönetnyilvánítás

Németh Gergő kutatása az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-22-3-I. kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs alaphól finanszírozott szakmai támogatásával készült.

Irodalom

- Andrásfalvy B. 1975: Duna mente népének ártéri gazdálkodása Tolna és Baranya megyében az ármentesítés befejezéséig. Tolna megyei levéltár, Szekszárd, pp. 159–231.
- Bartha D., Ilonczai Z., Kovács T. 2002: Az erdőszegély. Erdészeti Lapok 137(4): 109–111.
- Bádonyi K. 2006: A hagyományos és a kímélő talajművelés hatása a talajerózióra és az élővilágra. Tájökölógiai Lapok 4(1): pp. 1–16.
- Bárány G. 2021: Állami vadgazdálkodás a Kiskunság homokján. Erdészeti Lapok 9(9): 292.
- Biró M. 2011: Változástérképek használata tíz év alatt bekövetkezett élőhelypusztulási tendenciák kimutatására a Kiskunsági-homokhátság területén. Tájökölógiai Lapok 9(2): 357–374.
- Bulla B., Mendöl T. 1947: A Kárpát-medence földrajza. Országos Köznevelési Tanács, Budapest. 611 p.
- Buzetky Gy. 2002: A Duna menti területek hidrológiája. In: Iványi I. – Lehmann A. (szerk.): Duna-Dráva Nemzeti Park. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 107–110.
- Caborn, J.M. 1957: Shelterbelts and microclimate. Forestry Commission Bulletin No. 29. 135 p.
- Centeri, Cs., Akac, A., Jakab, G. 2012: Land use change and soil degradation in a nature protected area of East-Central Europe. In: Aubrecht, C., Freire, S., Steinnocher, K. (szerk.) Land Use: Planning, Regulations, and Environment. Nova Science Publishers, New York. pp. 211–241.
- Csiszár Á. 2012: Inváziós növényfajok Magyarországon., Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó. p. 223.

- Csorba P. 2021: Magyarország kistájai. Meridián Táj- és Környezetföldrajzi Alapítvány, Debrecen. pp. 42–43.
- Czira T., Fejes L., Incze D. 2023: Az antropogén éghajlatváltozás hatásainak becslése és elemzése a Ráckevei (Soroksári)-Dunán. *Földrajzi Közlemények* 147(2): 102–116.
- Dövényi Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. 2. kiadás. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. pp. 43–47.
- Draskovits P., Jósa E. 1986: A Duna hordalékkúpjának kutatása a Mohácsi-szigeten, A Magyar Állami Eötvös Loránd Geofizikai Intézet 1985. évi jelentése, pp. 57–60.
- Erdősi F., Lehmann A. 1974: Mohács Földrajza. Mohács városi Tanács V. B. Művelődésügyi Osztálya, pp. 29–32.
- Faludi G., Nebojszki L. 2008: A Mohácsi-sziget kialakulása és vizeinek történelmi változásai, *Hidrológiai Közöny* 88(4): 47–57.
- Fluet-Chouinard, E., Stocker, B.D., Zhang, Z. et al. 2023: Extensive global wetland loss over the past three centuries. *Nature* 614: 281–286. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05572-6>
- Forman, R.T.T., Godron, M. 1986: *Landscape Ecology*; John Wiley and Sons: New York, 619 p.
- Funk, R., Skidmore E.L., Hagen L.J. 2004: Comparison of wind erosion measurements in Germany with simulated soil losses by WEPS. *Environmental Modelling and Software* 19: 177–183.
- Haines-Young, R., Chopping, M. 1996: Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 20(4): 418–445. <https://doi.org/10.1177/030913339602000403>
- Hervai A. 2020: A Mohácsi-sziget talajvíz rendszerének átalakulása a tájátalakítások következményeként. Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar Földtudományok Doktori Iskola, Pécs. p. 100.
- Hervai, A., Nagy, D., Konkoly, S. (2020). Landscape transformations on Mohács Island following river regulations. *Podravina: casopis za multidisciplinarna istrazivanja* 19(37): 47–59.
- Ihrig D. 1973: A magyar vízszabályozás története. Országos Vízügyi Hivatal, Budapest. pp. 235–249.
- Jaeger, J.A. 2000: Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115–130. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1008129329289>
- Kis, A., Szabó, P., Pongrácz, R. 2023: Spatial and Temporal Analysis of Drought-Related Climate Indices for Hungary for 1971–2100. *Hungarian Geographical Bulletin* 72(3): 223–238. <https://doi.org/10.15201/hungeobull.72.3.2>
- Konkoly S. 2012: Újabb adatok Zsembéc várának lokalizációjához. *Modern Geográfia* 7(2): 1–21.
- Kövesi S. 2013: Erdei élőhelyek állapotának javítása a DDNPI dunai területein. In: Kerpely K., Siposs V. (szerk.) *Mellékágak és ártéri élőhelyek nagy folyóink mentén: Konferencia-összefoglaló*. 2013. november 18–19., Mohács, WWF Magyarország, Budapest. pp. 14–16.
- Lang, S., Tiede, D. 2003: LATE Extension für ArcGIS – vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse. In: *ESRI Anwenderkonferenz*. CDROM, Innsbruck.
- Lóczy, D., Gyenizse, P. 2011: Fluvial micromorphology influenced by tillage on a Danubian floodplain in Hungary. *Zeitschrift für Geomorphologie, Supplementary Issues* 55(1): 66–75.
- Mauclaire, L., Gibert, J. 1998: Effects of pumping and floods on groundwater quality: a case study of the Grand Gravier well field (Rhône, France). *Hydrobiologia* 389: 141–151.
- Molnár I., Vancsura Z. 1982: Magyarázó az Újmohácsi „Dunavölgye” MGT SZ, területéről készített üzemi (genetikus) talajtérkép anyagához. MÉM, Kaposvár. p. 52.
- Négyesi G. 2018: Mezővédő fásítások tér- és időbeli változásának vizsgálata a Nyírségben – A szélérozó szemszögéből. *Tájökölógiai Lapok* 16(2): 113–128.
- Németh G., Gyenizse P., Lóczy D. 2020: A földhasználat és a tájmintázat alakulása a Kelet-Külső-Somogyi-dombságban a 18. század közepétől napjainkig. *Tájökölógiai Lapok* 18(1): 37–44. DOI: <http://doi.org/10.56617/tl.3479>
- Németh, G., Lóczy, D., Gyenizse, P. 2021: Long-Term Land Use and Landscape Pattern Changes in a Marshland of Hungary. *Sustainability* 13(22). DOI: <http://doi.org/10.3390/su132212664>

- Németh G., Lóczy D., Gyenizse P. 2022: Az Alsó-Dráva-ártér földhasználati és tájmintázati változásai a 19. század közepétől napjainkig. *Földrajzi Közlemények* 146(2): 93–126. DOI: <http://doi.org/10.32643/fk.146.2.1>
- Papp M., Bartha D., Czúcz B. 2014: Erdőszegélyek fajösszetételét és szerkezetét meghatározó tényezők *Botanikai Közlemények* 101(1–2): 51–63.
- Pánya I. 2020: A Mohácsi-sziget középkori topográfiája. *Történeti Földrajzi Közlemények* 8(3–4): 105–120.
- Pécz T. 2017: A Riha-tó természetvédelmi értékelése az Európai Unió Víz Keretirányelve alapján
- Skarbit N., Ács F., Breuer H., Krakker D. 2014: Magyarország éghajlatának változásai a 20. században (Péczely György osztályozási módszere alapján). *Földrajzi Közlemények* 138(4): 261–276.
- Somogyi S. 2003: Ősvízrajz. In: Karátson D. (szerk.) *Pannon Enciklopédia: Kertek* 2000 Kiadó, Budapest. pp. 238–241.
- Szabó Sz., Csorba P. 2009: Tájmetriai mutatók kiválasztásának lehetséges módszertana egy esettanulmány példáján. *Tájökológiai Lapok* 7(1): 141–153.
- Szederkényi T. 1997: A Vári-puszta 1. számú fúrás fúrómagjainak földtani, kőzettani leírása. In: Zárójelentés a Vári-puszta 1. sz. vízkutató fúrás vizsgálati eredményeiről. Baja, Bajavíz Kft.
- Szilassi P. 2015: Felszínborítás és tájmintázat változása, mint az antropogén környezetváltozások indikátora. In: Rakonczai J., Blanka V., Ladányi Zs. (szerk.): *Tovább egy zöldebb úton: A Szegedi Tudományegyetem Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport részvétele a ZENFE programban (2013–2015)*. SZTE TTIK Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport, Szeged. pp: 154–163.
- Szilassi P. 2017: Magyarországi kistájak felszínborítás változékonysága és felszínborítás mozaikosságuk változása. *Tájökológiai Lapok* 15(2): pp. 131–138.
- Szilassi, P., Bata, T., Szabó, S., Czúcz, B., Molnár, Z., Mezősi, G. 2017: The link between landscape pattern and vegetation naturalness on a regional scale. *Ecological Indicators* 81: 252–259. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.003>
- Tamás E., Kalocsa B. 2003: A Rezéti- Duna feltöltődésének vizsgálata. In: Somogyvári O. (szerk.): *Élet a Duna-ártéren tudományos tanácskozás tanulmánykötete*. BITE, Baja. pp. 43–49.
- Túri Z., Szabó Sz. 2009: Néhány tájmetriai mutató és a felbontás kapcsolatának vizsgálata egy tiszazugi tájrészleten. In: Kiss T. (szerk.): *Természetföldrajzi folyamatok és formák. Geográfus Doktoranduszok IX. Országos Konferenciájának Természetföldrajzos Tanulmányai*. Szegedi Tudományegyetem Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged. pp. 83–92.
- Túri Z. 2011: A tájmintázat vizsgálata a Tiszazugban. *Tájökológiai Lapok* 9(1): 43–51.

Internetes források

- http1: <http://jogiportal.hu/view/a-termeszet-vedelmerol-szolo-1996-evi-liiii-tv> (Letöltve: 2023.07.12.)
- http2: https://wwfint.awsassets.panda.org/downloads/mdd_restpot_exsum_05_02_2014.pdf (Letöltve: 2023.07.25.)
- http3: <http://genderi.org/botanika-iii-bevezets-a-novnytanba-algolgiba-gombatanba-s-funk.html?page=5> (Letöltve: 2023.07.11.)
- http4: https://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/ (Letöltve: 2023.08.01.)
- http5: https://www.interreg-danube.eu/uploads/media/approved_project_output/0001/42/feabc95053a19230dae554880b66b82f16288579.pdf (Letöltve: 2023.08.02.)
- http6: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover> (Letöltve: 2022.10.05.)
- http7: <https://earthexplorer.usgs.gov/> (Letöltve: 2022.10.08.)
- http8: <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-5> (Letöltve: 2023.07.04.)
- http9: <https://scihub.copernicus.eu/> (Letöltve: 2023.08.10.)
- http10: <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/overview> (Letöltve: 2023.08.10.)

http11: <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/applications/land-monitoring> (Letöltve: 2023.08.10.)

http12: <https://custom-scripts.sentinel-hub.com/> (Letöltve: 2022.10.14.)

http13: https://www.fs.usda.gov/pnw/pubs/pnw_gtr351.pdf (Letöltve: 2023.01.05.)

http14: <http://alapterkep.termeszetem.hu/> (Letöltve: 2023.04.21.)

http15: <https://www.arcanum.com/hu/online-kiadvanyok/Lexikonok-magyar-neprajzi-lexikon-71DCC/sz-73AFD/szallaskert-73B45/> (Letöltve: 2023.07.22.)

http16: https://www.nive.hu/Downloads/Szakkepzesi_dokumentumok/Bemeneti_kompetenciak_meresi_ertekelesi_eszkozrendszerenek_kialakitasa/20_2203_tartalomelem_015_munkaanyag_100430.pdf (Letöltve: 2023.07.26.)

http17: https://www.ddnp.hu/termeszetvedelem/termeszetvedelmi_tevekenysegek/elovilag_vedelem (Letöltve: 2023.07.28.)

Landscape pattern change and landscape ecological connectivity on Mohács island

G. NÉMETH¹, A. HERVAI², D. LÓCZY², P. GYENIZSE³

¹University of Pécs, Faculty of Sciences, Doctoral School of Earth Sciences, H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6.
e-mail: gergotab@gmail.com

²University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Geography and Earth Sciences, Department of Physical and Environmental Geography, H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6.

³University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Geography and Earth Sciences, Department of Cartography and Geoinformatics, H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6.

Keywords: Mohács Island, land use, landscape metrics, habitat rehabilitation, landscape ecological map

Over the past few centuries, the loss of wetlands has reached alarming proportions worldwide, and Hungary has been especially affected. Due to population growth and the expansion of industrial production, the demand for arable land increased, so rivers were dammed, the vast majority of our wetlands were drained and their place was taken by agricultural fields. Mohács Island is a typical example of intensive landscape transformation. The area formerly covered by floodplain forests and marshes has become a cultural landscape in which the habitat of natural ecosystems has become quite narrow. Our research examines and evaluates the changes in landscape use that have taken place from the second half of the 19th century to the present day, and provides a comprehensive picture of the transformation of landscape structure. The most important turning point was the beginning of the 20th century, when the island lost its natural character as a result of water control works, and its surface was dominated by fields rather than forests. This was accompanied by a decline in diversity. The landscape became more monotonous and indigenous associations were marginalised. Simultaneously, landscape-ecological relationships weakened, habitats became isolated from each other. One of the main aims of conservation is to restore the links between these areas and, where possible, former habitats. It is not possible to reconstruct the entire study area, but effective results can be achieved through locally feasible projects to enhance biodiversity.

*A műre a Creative Commons4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.*

*This work is licensed under a
Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.*



Az agrártáj változásai és a közvetlen támogatások összefüggései 2009 és 2023 között Békésben

RÁKÓCZI ATTILA

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vidékfejlesztés és Fenntartható Gazdaság Intézet, Vidék-
és Területfejlesztési Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

e-mail: rakoczi.attila@uni-mate.hu

Kulcsszavak: közös agrárpolitika, normatív támogatás, diverzifikáció, zöldítés, klímavédelem, tájvédelem

Összefoglalás: A Közös Agrárpolitika támogatási rendszere kulcsfontosságú a termelők számára. A közvetlen kifizetések feltételei – főként az utolsó két költségvetési időszakban – egyre szigorodó környezetvédelmi, természetvédelmi, tájvédelmi előírásokat is tartalmaznak. Adatfeldolgozáson alapuló vizsgálataimat Békés vármegyében 2009-től napjainkig, azaz 14 évet érintően végeztem. Az adatokat az ún. egységes kérelmekről igényeltem a Békés Vármegyei Kormányhivataltól, valamint a Magyar Államkincstártól (mint agrártámogatási kifizető ügynökségtől). Megállapítottam, hogy a zöldítési előírások a bevezetés éveiben jelentős hatást gyakoroltak a vármegyei termesztett növények diverzifikációjára, a tájképi elemekre. Ugyanakkor az idő előrehaladtával bizonyos visszarendeződés tapasztalható és hasonló vetésszerkezet kezdett kialakulni, mint ami a szabályozások előtti idősakra volt jellemző. Utóbbi igaz a kérelmekben megjelölt egyedi tájelemekre is. Az adatok elemzése arra is rámutatott, hogy a visszarendeződés nem azért következett be, mert nem tartották be az előírásokat a gazdák. Mindezek mellett a 2023-tól induló legújabb támogatási ciklus első éve pozitív változásokat mutat tájvédelmi szempontból.

Bevezetés

A közösségi- és nemzeti forrásból származó agrár- és vidékfejlesztési támogatások kiemelt jelentőséggel bírnak az agrárágazat jövedelmezősége szempontjából. Ez igaz nemzetállami és uniós szinten is. Az 1962-ben – azaz több mint 60 éve – elindított Közös Agrárpolitika (KAP) az idő előrehaladtával, a változó gazdasági környezet miatt számos átalakításon, reformon ment keresztül (Buckwell et al. 2019; Vásáry 2020). Kezdetben a KAP intézkedéseket (termelés támogatás, kvótarendszer, később ún. decoupling rendszer) a mennyiségi szemlélet jellemezte. Az ezredfordulóhoz közeledve, az egyre erősödő nemzetgazdaságok, valamint a társadalmi elvárások hatásaira a mennyiségi szemléletet egyre inkább a minőségi szemlélet váltotta fel (Grant 2010), igazodva a világban kialakult mezőgazdasági termelési tendenciákhoz (Horvát és Komarek 2016).

Előtérbe kerültek az élelmiszer-biztonsági kérdések, állatjóléti, állategészségügyi előírások (Bodnár et al. 2017), mind ezek mellett a fenntarthatóságot, környezet-, és természetvédelmet, a termőtalaj-védelmet (Centeri et al. 2009), valamint a tájvédelmet központba állító támogatási előírások. Ezidőtájt került a köztudatba is az ún. multi-

funkcionális mezőgazdaság fogalma. Utóbbiak jelentőségét támasztja alá Deák és szerzőtársainak (2018), Tóth és munkatársainak (2018), valamint Bede és Csathó (2019) kutatásainak eredményei is. A területi egyenlőtlenségek, jövedelem különbségek is központi kérdéssé váltak (Egri 2022, 2023; Komarek 2019). A vidék, mint élettér fejlesztése is határozottabban, annak kulturális, és örökségvédelmi vonulataival együtt (Bujdosó et al. 2015). E vonatkozásban a vidéki társadalmi tőke (Farkas 2021), a társadalmi együttműködések (Kassai és Farkas 2012), a turisztikai terek és célok is erősödtek, sőt ezek fejlettsége, fejlesztése hatást gyakorol a gazdaságra, sőt környezetvédelemre is. Utóbbiakat fejtegetik Benkő és szerzőtársai (2022), valamint Árpási (2018) is. Fokozottan igazak ezek egy pandémia, vagy egy gazdasági válság időszakában (Árpási et al. 2021).

Az ezredforduló tájékán jelentek meg a KAP új céljaihoz kapcsolódó jogszabályok is, úgy mint a helyes gazdálkodási gyakorlatról, a helyes mezőgazdasági és környezeti állapot feltételrendszeréről szóló rendeletek, továbbá az átfogó keretrendszeréről szóló ún. kölcsönös megfeleltetési előírások (Varela-Ortega és Calatrava 2004; Keeling 2005). Szélesebb körben jelentek meg az agrár-környezetgazdálkodási, és az ökológiai gazdálkodási tevékenységek (Rega et al. 2022), az öntözés kérdései és jelentősége (Futó és Bodnár 2021). Előbbiek azidőtájt még a gazdálkodók körében is viták középpontjába kerültek. Davies és Hodge (2006) által az Egyesült Királyságban végzett kutatás szerint megosztott volt a gazdatársadalom a bevezetett szabályozások elfogadásával kapcsolatban. Ugyanakkor Gyuricza és szerzőtársai (2005) is rávilágítottak arra, hogy a talaj művelésének, forgatásának is vannak karbon kibocsátási, így klímavédelmi összefüggései. Mindemellett a hazai agrár-környezetgazdálkodási programok, természetvédelmi szempontú sikereire mutat rá Tirják (2016) doktori kutatásában.

Az ezredforduló utáni évtizedekben a KAP hét évenkénti költségvetési ciklusainak tárgyalásai egyre feszítettebbé váltak. Ennek oka a hatalmas pénzügyi keret rendelkezésre állítása, annak felosztása, valamint a tagországokból érkező egyre fokozódó nyomás az állatvédelem és klímavédelem kapcsán.

Az előzőek határozták meg a 2015-től induló, és 2020-ig tartó támogatási időszak tárgyalásait is. A tárgyalások elhúzódását, nehézségeit támasztja alá az a tény is, hogy az előző ciklus (2007-2013) indítása is egy átmeneti támogatási évvel (2014) tudott elindulni, és 2020-tól tervezett 2027-ig tartó KAP időszakot is csak két év átmeneti év (2021, 2022) után tudta a közösség elindítani 2022-től.

A támogatási követelmények hatásainak visszamérése is fontos feladat, hiszen ezzel tudjuk ellenőrizni egy-egy intézkedés hatását, valamint tudunk tervezni a jövő előírásainak meghatározásakor.

A 2015-től induló közvetlen támogatásokat a zöldítési előírások bevezetése határozta meg, vagyis a gazdáknak a támogatások fejében fokozottabb környezet- és klímavédelmi előírásoknak kell megfelelniük. A zöldítés lényegi elemei: a terménydiverzifikáció, az ökológiai fókuszterületek (továbbiakban: EFA) kijelölése, és az állandó gyepterületek megőrzésének kötelezettsége. A 10/2015. (III. 13.) FM-rendelet alapján a terménydiverzifikáció három lépcsős intézkedés. Ebben minden gazdálkodónak, aki 10 ha, vagy e felett gazdálkodik kötelezően minimum 2 féle növényt kell termesztene,

15 ha, vagy e feletti szántóterülettel rendelkezők a terület 5%-ának megfelelően ún. EFA területet kell kijelölnie (tájképi elemek védelme), a 30 ha felett gazdálkodóknak pedig kötelezően minimum 3 féle növényt kell termeszteniük, ám ezek vetésterületének üzemi arányaira is figyelmet kell fordítson. Az előírás része az állandó gyepterületek országos szintű méreteinek megtartása, tehát gyepet feltörnie a termelőknek nem lehetséges a követelmények szerint.

A 2015-től induló, már a zöldítési előírásokkal bővített KAP ciklus hatásait a kezdetekben vizsgálta Rákóczi (2017a, 2017b, 2017c, 2018). Az érintett költségvetési időszak 2023-ban lezárult, így jelen kutatómunka már tartalmazza a teljes időszakra vonatkozóan az intézkedések eredményeit, hatásait.

Anyag és módszer

Vizsgálataimat Békés vármegyében végeztem 2009 és 2023 között. A földhasználati adatokat, vetésszerkezeti adatokat – azok naprakészsége miatt – célszerű az agrártámogatási rendszerben lévő adatokkal szemléltetni. Tehát az elemzésem alá vont területadatokat és kérelemadatokat a hazai agrárkifizető ügynökségtől, valamint az ún. közbenső szervtől igényeltem meg, azaz Magyar Államkincstártól és a Békés Vármegyei Kormányhivataltól.

1. táblázat. 2023. évi egységes kérelmek országos adatai (BÉVKH 2023)

Table 1. The national data of area support applications in 2023 (BÉVKH 2023)

| Vármegye | Kérelmek száma (db) | Igényelt terület (ha) | Átlag (ha) |
|------------------------|---------------------|-----------------------|--------------|
| Bács-Kiskun | 20 216 | 469 578,24 | 23,23 |
| Szabolcs-Szatmár-Bereg | 19 931 | 312 402,95 | 15,67 |
| Hajdú-Bihar | 16 831 | 433 749,65 | 25,77 |
| Békés | 13 042 | 434 711,68 | 33,33 |
| Pest | 13 037 | 384 368,95 | 29,48 |
| Csongrád-Csanád | 12 531 | 276 393,62 | 22,06 |
| Jász-Nagykun-Szolnok | 8 885 | 389 947,14 | 43,89 |
| Borsod-Abaúj-Zemplén | 8 242 | 286 552,38 | 34,77 |
| Győr-Moson-Sopron | 6 338 | 240 157,34 | 37,89 |
| Somogy | 6 019 | 248 542,83 | 41,29 |
| Fejér | 5 822 | 272 370,98 | 46,78 |
| Heves | 5 368 | 162 472,87 | 30,27 |
| Tolna | 4 993 | 218 765,25 | 43,81 |
| Baranya | 4 771 | 220 030,41 | 46,12 |
| Veszprém | 4 580 | 160 292,99 | 35,00 |
| Zala | 4 513 | 140 085,94 | 31,04 |
| Vas | 4 159 | 154 884,53 | 37,24 |
| Komárom-Esztergom | 2 663 | 106 397,95 | 39,95 |
| Nógrád | 2 662 | 75 614,73 | 28,41 |
| Összesen: | 164 603 | 4 987 320,45 | 30,30 |

A feldolgozás során a fentiek alapján az ún. egységes kérelmek adatait elemeztem. Ezen adatok a vármegyei gazdálkodók által művelt területek adatait, kérelmeit tartalmazzák a közvetlen támogatások, azaz a normatív jellegű intézkedések kapcsán. A vonatkozó jogszabályok alapján a minden év tavaszán benyújtott kérelmeket a gazdálkodási évek során az igénylők folyamatosan aktualizálják, kiegészítik, további adatokkal teszik naprakésszé. Tehát aktuális, releváns forrásként szolgálnak a kutatásom számára. Az országos egységes kérelem-adatokat a 2023-as év vonatkozásában az 1. táblázat tartalmazza.

A táblázatból látható (1. táblázat), hogy 2023-ban országosan 164 603 gazdálkodó igényelt közel 5 millió ha területre támogatást. Bács-Kiskun vármegyében 20 ezer főt is meghaladt az igénylők száma, a legkevesebb kérelem Nógrád vármegyében volt. Békés vármegye 13 ezer kérelmét meghaladóan a negyedik legmagasabb igény az országban, viszont a terület vonatkozásában országosan a második legmagasabb 434 ezer ha-t is meghaladó adattal.

Az átlagos birtok méret vármegyénkben 33,33 ha, mely magasabb az országos átlagnál (30,30 ha). A legkisebb átlagos birtoktesttel a Szabolcs-Szatmár-Bereg vármegyei gazdák rendelkeznek (15,67 ha), míg a legnagyobbal 46,78 ha-os adattal, Fejér vármegyében találkozhatunk.

2. táblázat. Békés vármegyei egységes kérelem adatok (2014–2023) (BÉVKH 2023)
Table 2. Data of Békés county's area support applications (2014–2023) (BÉVKH 2023)

| Év | Kérelmek száma (db) | Igényelt terület (ha) | Átlag (ha) |
|------|---------------------|-----------------------|------------|
| 2014 | 15 780 | 432 873 | 27,43 |
| 2015 | 15 397 | 432 449 | 28,08 |
| 2016 | 15 132 | 436 928 | 28,87 |
| 2017 | 14 971 | 438 775 | 29,30 |
| 2018 | 14 564 | 438 651 | 30,11 |
| 2019 | 14 053 | 439 796 | 31,29 |
| 2020 | 13 814 | 440 016 | 31,85 |
| 2021 | 13 408 | 438 590 | 32,71 |
| 2022 | 13 118 | 437 167 | 33,32 |
| 2023 | 13 042 | 437 712 | 33,33 |

A 2. táblázat adataiból látható, hogy az egységes kérelmek száma Békés vármegyében évről-évre csökken. Míg 2014-ben közel 16 ezer kérelem érkezett be, addig 2023-ra megközelítőleg 13 ezer kérelmet regisztrált a kifizető ügynökség. Látható, hogy jelentősen csökkent az elmúlt tíz évben a földművelők száma.

A megigényelt terület azonban szinte állandó (430-440 ezer ha között mozog), hiszen a területekre jutó támogatási összegek folyamatosan növekednek, így elemi érdeke a gazdálkodóknak, hogy valamennyi területüket bejelentsék a támogatásra.

A fentiek összefüggéseiből adódik, hogy a birtokkoncentráció fokozódik az évek előre haladtával (2014-ben 27,43 ha-volt, jelenleg 33,33 ha).

A kitűzött kutatási célok elérése érdekében a főbb növények megyei vetésszerkezetének arányait vizsgálom 2009 és 2023 között, ezt összehasonlítva az új szabályok életbe lépését követő évek (2015-2023) adataival. Ennek keretében a nagyobb területen vetett, általános vetésszerkezetben lévő növények egymáshoz viszonyított területi arányait, valamint az egyéb növények területi arányait is vizsgálom, megmutatom az ugaroltatás adatait is. A konvencionális szántóföldi vetésszerkezetben jelentkező főbb növények területadatait éveken belül és az évek között hasonlítottam össze. Ezt összevetettem az egyéb növények területeivel is, valamint ebben a vetületben a pihentetett területek évenkénti mértékét is görcső alá vettem. A munka során Microsoft Excel programban táblázatosan felleltem az adatokat, és százalékosan viszonyítottam egymáshoz az évi változások mértékét, illetve az egyes hasznosítások részarányát vizsgáltam az évi igényelt területeken belül idősoros elemzéssel.

Idősornak az olyan statisztikai megfigyeléseket nevezik, amelynek elemeit egymást követő időpontokban (időszakokban) regisztrálták, és ez az időbeliség az adatok fontos tulajdonsága. Az idősorok elemzésére a legtöbb általános statisztikai függvény alkalmazható, mint az átlag, a szórás, a terjedelem stb. Az idősoros adatokat az új támogatási előírások növénydiverzifikációs hatásainak bemutatására alkalmaztam.

Az elemzés során az adatokból arra is rávilágítok, hogy a művelés alól kivont (pihentetett) területek mértékei és vis maior események bejelentései milyen összefüggést mutatnak.

Bemutatom a kérelmekben feltüntetett egyedi tájértékek, tájelemek számát, az abban beállt változásokat is.

Megvizsgálom a kifizető ügynökség támogatásokról hozott hatósági döntéseit is, ezzel rámutatva arra, hogy a tájban beállt változások összefüggést mutatnak-e azzal, hogy a gazdák betartják, vagy sem a kötelező előírásokat.

Eredmények és megvitatásuk

Biodiverzitás változásai

Békés vármegyében a mezőgazdasági terület nagysága (erre területalapú támogatást is igényelnek) évről évre 430 és 446 ezer ha között változik. A két szélsőérték közötti változást számos tényező befolyásolja, ilyenek lehetnek: az adás-vételek, bérleti szerződések lejárat-újrakötése, elhalálzásból és öröklésből adódó változások stb.

A vármegyei vetésterület jelentős részét (3/4-ed rész) mindössze öt növényfaj teszi ki, ezek a búza, a kukorica, a napraforgó, a káposztarepce és az árpák. A fennmaradó 1/4-ed részt teszi ki az összes többi vetett növényfajunk.

A 3. táblázat adatait három időtartamra bontva érdemes vizsgálni. Ez a három időszak egyben három KAP költségvetési, és így három támogatási időszakot is mutat, azok eltérő követelményeivel és hatásaival együtt.

Az eredmények elemzését az előzőek alapján az alábbi három ciklusban végzem:

2009-2014: itt az agrártámogatási előírások nem határoztak meg a termelőknek semmiféle területi korlátot, vetésterületi korlátot, azaz minden gazdálkodó olyan növényt vetett, amit akart, és akkora területen, ahogy az gondolta. Vetésváltási szabályok persze léteztek a HMKÁ rendelet alapján, ám ezek jól illeszkedtek az éves vetésforgóba.

2015-2022: ez az időszak már a zöldítési előírások (terménydiverzifikáció, EFA területek, állandó gyepek megőrzésének követelménye) bevezetésének és alkalmazásának az időszaka volt. Ekkor már a bevezetésben is említett birtokméret korlátok felett meg volt határozva, hogy a termelők által vetett növények milyen arányban foglalhatták el a birtoktestüket, ha hozzá kívántak jutni a támogatásaikhoz.

2023-tól: ez az időszak már egy következő KAP időszak (a jelenlegi) követelményeit tartalmazza, mely az eddigieknél is összetettebb szabályokat ír elő a gazdálkodóknak. Megtartva az eddigi szigorú előírásokat, újabbakat is megkövetel a támogatásokért fejébe. A közvetlen kifizetések így az ún. kondicionálási, vagy feltételeességi támogatásból, az újraelosztó, vagy ún. redisztributív támogatásból, az agrárökológiai-alapprogramból, valamint a termeléshez kötött támogatásokból állnak. Még az első három kötelező, addig az utolsó választható a termelőknek a többletforrás eléréséért. Ugyanakkor mivel minden gazda a profitmaximalizálásban érdekelt, így alapvetően keresi annak megoldását, hogy hogyan tud a magasabb követelményeknek eleget téve még több támogatáshoz hozzájutni.

3. táblázat. Békés vármegyei vetésterületi adatai 2009–2023 (BÉVKH 2023)

Table 3. Sowing areas of Békés county 2009–2023 (BÉVKH 2023)

| Növény | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 |
|--|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| Kukorica ¹ | 113 639 | 106 444 | 119 885 | 11 1319 | 95 896 | 93 935 | 93 508 |
| Őszi búza ² | 108 745 | 100 082 | 90 591 | 10 5184 | 110 150 | 105 091 | 89 710 |
| Napraforgó ³ | 74 238 | 63 748 | 71 929 | 7 1254 | 73 849 | 70 242 | 76 376 |
| Káposztarepce ⁴ | 15 983 | 13 415 | 18 546 | 1 5504 | 12 469 | 16 028 | 13 321 |
| Árpa ⁵ | 27 108 | 26 136 | 15 235 | 20 903 | 24 318 | 26 999 | 26 398 |
| <i>Főbb növények területe összesen</i> | <i>339 714</i> | <i>309 827</i> | <i>316 188</i> | <i>314 165</i> | <i>316 684</i> | <i>312 297</i> | <i>299 314</i> |
| Egyéb | 91 321 | 113 435 | 111 614 | 116 656 | 111 982 | 118 956 | 119 918 |
| <i>Főbb+egyéb növények területe</i> | <i>431 036</i> | <i>423 262</i> | <i>427 803</i> | <i>430 822</i> | <i>428 667</i> | <i>431 253</i> | <i>419 233</i> |
| Pihentetett terület ⁶ | 1 109 | 9 073 | 5 429 | 2 439 | 2 332 | 1 619 | 13 215 |
| Igényelt terület | 432 145 | 432 336 | 433 232 | 433 261 | 430 999 | 432 873 | 432 449 |

3. táblázat folytatása
Table 3. continued

| Növény | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 | 2022 | 2023 |
|--|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| Kukorica ¹ | 85 935 | 102 259 | 103 842 | 106 699 | 115 731 | 121 930 | 102 620 | 80 298 |
| Őszi búza ² | 90 415 | 82 269 | 104 224 | 125 345 | 93 285 | 89 744 | 105 891 | 107 809 |
| Napraforgó ³ | 73 596 | 76 099 | 77 039 | 71 030 | 77 535 | 83 149 | 85 027 | 84 629 |
| Káposztarepce ⁴ | 14 928 | 17 331 | 24 416 | 13 148 | 18 762 | 18 430 | 8 501 | 10 360 |
| Árpa ⁵ | 30 807 | 21 842 | 21 961 | 23 461 | 25 613 | 24 392 | 31 188 | 45 945 |
| <i>Főbb növények területe összesen</i> | <i>295 683</i> | <i>294 802</i> | <i>331 482</i> | <i>339 693</i> | <i>330 926</i> | <i>337 645</i> | <i>333 227</i> | <i>329 041</i> |
| Egyéb | 125 909 | 133 824 | 97 283 | 98 757 | 101 643 | 92 275 | 100 811 | 103 157 |
| <i>Főbb+egyéb növények területe</i> | <i>421 593</i> | <i>428 626</i> | <i>428 766</i> | <i>438 450</i> | <i>432 569</i> | <i>429 920</i> | <i>434 038</i> | <i>432 198</i> |
| Pihentetett terület ⁶ | 15 334 | 8 524 | 9 884 | 7 857 | 7 447 | 8 670 | 3 129 | 2 514 |
| Igényelt terület | 436 928 | 437 151 | 438 651 | 446 307 | 440 016 | 438 590 | 437 167 | 434 712 |

Megjegyzés: ¹ alapvetően árukukorica, de tartalmazza a minimális területű hibrid, pattogatni való és csemegekukoricát is; ² beleértve az őszi és tavaszi búzát, a durum- és tönkölybúzákat, valamint a minimális területű tönköly és alakor búzákat is; ³ alapvetően napraforgómag, de tartalmazza a minimális területű hibrid területeket is; ⁴ őszi és tavaszi káposztarepce, de tartalmazza a minimális területű hibrid területeket is; ⁵ őszi- és tavaszi árpa; ⁶ az ugaroltatott területeket (vetett és feketeugar) nem tartalmazza.

Az eredmények, adatok elemzését is e három időszakban végzem:

2009-2014: a búza vetésterülete bőven 100 ezer ha fölött alakult ebben az időszakban, ugyan ez igaz a kukorica vetésterületére is. 2015-höz, vagyis az új ciklushoz közeledve azonban mindkét növény vetésterülete csökkenni kezdett. A napraforgó vetésterülete 70 ezer, és e fölötti ha-on volt. Az őszi káposztarepce 15 és 18 ezer ha körül volt vetve, az árpák (őszi és tavaszi együtt) 20 és 27 ezer ha körüli vetésterülettel rendelkeztek, de jellemzően 26-27 ezer ha körül. Összességében e növények összesen (főbb növények) meghaladták a 300 ezer ha-os vetésterületet, még az egyéb növények összesen 110 ezer ha területet adtak a vármegyében.

2015-2022: ezen időszakban olyan korlátozások érték a termelőket a vetésterületek nagyságát és a vetett növények fajtáját illetően, melyet korábban nem tapasztaltak. Ennek eredményei alapján mind a búza, mind pedig a kukoricák vetésterülete közel 20-20 ezer ha-ral csökkentek a korábbi évek átlagához képest, jelentősen 100 ezer ha alá került a vetésterületük. E támogatási időszak kezdeti éveiben (2015, 2016, 2017) a napraforgó, az őszi káposztarepce és az árpák vetésterületei jelentősen nem változtak, ugyanakkor az egyéb növények vetésterületei összesen jelentős emelkedésnek indultak, meghaladták a 120 ezer, egy évvel később a 130 ezer ha-t is. A területpihentetés is nőtt, míg 2009-ben 1000 ha volt, 2015-ben meghaladta a 13 ezer, 2016-ban a 16 ezer ha-t. Bár utóbbinak időjárási okai is lehetnek. Az egyéb növények összterülete 130 ezer ha fölé nőtt. Látható tehát, hogy a zöldítési előírások kimutatható hatást gyakoroltak a vármegyei agár-biotópokra, nőtt a területek biodiverzitása.

Érdemes azonban ezen adatokat 2017-től tovább elemezni. A támogatási előírások harmadik évétől ismét növekedni kezdtek a konvencionális növények vetésterületi ada-

ta. Évről-évre egyre nőtt a búza, a kukorica vetésterülete, 2022-höz (a támogatási időszak utolsó évéhez) közeledve újra 100 ezer ha alá csökkent az egyéb növények összes területe. A területpihentetés is lecsökkent, összességében a megelőző időszak vetés-szerkezete kezdett újra kirajzolódni a vármegyei agrárterületeken. Az volt tapasztalható, hogy a kezdeti „megrázkódtatások” után megtalálták a gazdálkodók annak a lehetőségét, hogy hogyan tudják úgy kialakítani a vetésszerkezetüket, ahogy ők akarják, és közben a támogatási előírásoknak is meg tudjanak felelni. Utóbbi állítás tisztázását a későbbiekben fogom elvégezni a támogatási kérelmekre hozott hatósági döntések vizsgálata által.

2023-tól: itt már az ún. Green Deal térnyerése, az újabb költségvetési időszak egyre szigorodó előírásai kezdték meghatározni a vármegyei vetésszerkezetet. Ezek alapján minden növény esetében különféle eltéréseket látunk a megelőző év adataihoz képest, ami az új előírásokra adott gazdálkodói válaszokat mutatják, ám az új időszak előírásainak hatásait csak hosszabb évek távlatából lehet majd elemezni a későbbiekben.

Egyedi tájértékekben beállt változások (ökológiai fókuszterületek – EFA elemek)

A 2015-től indult támogatási előírások egyik eleme volt, hogy minden termelőnek, aki 15 ha szántóterülettel rendelkezik, a területének 5 %-án kötelezően ökológiai fókuszterületet kellett kijelölnie. Ezt lehetett ún. táblás EFA elem, mint parlagon hagyott terület, pillangós növényekkel bevetett terület vagy ökológiai másodvetés. Ugyanakkor választhatott vonalas EFA elemek közül, mint például fás sáv, erdőszél, vizesárok, fásor stb., és lehettek egyedi tájértékek is, mint gémeskutak, kunhalmok vagy kis kiterjedésű tavak. A kérelmekben feltüntetett EFA elemeket követhetjük évről-évre a 4. táblázat adataiban.

A táblázat adataiból látható, hogy az új szabályozás bevezetésének kezdeti éveiben a táblás EFA elemek közül a parlagon hagyott terület 13 és 15 ezer ha, az ökológiai jelentőségű másodvetés 11 és 15 ezer ha, a nitrogénmegkötő növényekkel bevetett terület 19-20 ezer ha körül alakult.

A vonalas EFA elemek közül (melyek a vármegyei tájban jellemzőek), szinte mind-egyiket jelölték a gazdálkodók a kérelmeikben. 2015-ben például 143 kérelem tartalmazott fás sávot, 14 kérelem magányosan álló fát, 143 kérelem táblaszegélyt, 48 kérelem kis kiterjedésű tavat, 169 kérelem vizes árkot, 1 gémeskutát, és 20 db kunhalmot.

Az évek előrehaladtával azonban azt vezethetjük le a táblázat adataiból, hogy a támogatási kérelmek egyre nagyobb arányú táblás EFA elemet tartalmaznak, és egyre kevesebb vonalas EFA elemet és tájelemet. A költségvetési időszak utolsó évében, azaz 2022-ben az első évhez képest duplájára, 30 ezer ha-ra nőtt a parlagon hagyott terület nagysága, 2021-re szintén megduplázódott, 23 ezer ha-ra nőtt az ökológiai másodvetéssel borított terület. Ezzel szemben folyamatosan csökkent a nitrogén megkötő növényekkel bevetett terület, a kezdeti 20 ezer ha 2021-re a felére, majd 2022-ben a harmadára esett vissza, mindössze 6,5 ezer ha-ra.

A fentiek mellett a kérelmekben a vonalas EFA elemek száma jelentősen csökkent, így a 2015-ben 143 kérelemben jelezett fás sáv 2022-re 20 db lett, a 14 magányosan álló

fából 1 db, a 143 táblaszegélyből 15, 48 kis kiterjedésű tóból 27 db, 169 vizes árokból 0 db, az 1 db megjelölt gémeskút az maradt, és 20 db kunhalomból 9-et jelöltek meg. Mind ezek mellett az első évben három db 0-át láthatunk, a terasz, a vízvédelmi sáv és az agrárerdészet soraiban, addig az utolsó évben már öt 0-s sort észlelünk.

Összességében tehát megállapítható, hogy – csakúgy, mint a terménydiverzifikáció esetében – a gazdák az egyszerűbb irányt választották, tehát inkább a követhető és egyszerűbben kezelhető táblás EFA elemekkel teljesítették a követelményeket, és a vonalas EFA elemek, a tájelemek évről-évre háttérbe szorultak, csökkent a rájuk vetődő figyelem. Persze természetvédelmi, klímavédelmi, talajvédelmi szempontból előnyösök a táblás EFA elemek, viszont igen fontos az egyedi tájértékek védelme is, mely arányaiban viszont háttérbe szorult a támogatási ciklus végéhez közeledve.

4. táblázat. Békés vármegyében igényelt EFA elemek 2015–2022 (BÉVKH 2023)

Table 4. EFA elements in Békés county between 2015–2022 (BÉVKH 2023)

| Ökológiai jelentőségű terület | Év | | 2015 | | 2016 | | 2017 | | 2018 | |
|---|-------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|------|----|
| | a) | b) | a) | b) | a) | b) | a) | b) | a) | b) |
| Parlagon hagyott terület | 1 794 | 13 215 | 1 402 | 15 334 | 1 429 | 8 524 | 1 490 | 9 884 | | |
| Terasz | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Fás sáv | 143 | 63 | 114 | 67 | 100 | 66 | 92 | 35 | | |
| Magányosan álló fa | 14 | 14 | 16 | 18 | 19 | 21 | 18 | 19 | | |
| Fasor | 59 | 11 | 11 | 1 | 8 | 1 | 0 | 0 | | |
| Fa-, és bokorcsoport | 73 | 14 | 75 | 12 | 65 | 13 | 42 | 9 | | |
| Táblaszegély | 143 | 88 | 109 | 68 | 84 | 53 | 79 | 35 | | |
| Kis kiterjedésű tó | 48 | 14 | 39 | 12 | 45 | 16 | 43 | 15 | | |
| Vizesárok | 169 | 70 | 102 | 50 | 70 | 28 | 0 | 0 | | |
| Kunhalom | 20 | 25 | 15 | 20 | 19 | 24 | 18 | 25 | | |
| Gémeskút | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Vízvédelmi sáv (folyóvíz) | 2 | 0 | 6 | 0 | 5 | 0 | 7 | 0 | | |
| Vízvédelmi sáv (tó) | 0 | 0 | 3 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | | |
| Agrár-erdészeti terület | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| Erdőszélek (termeléssel) | 40 | 21 | 27 | 15 | 21 | 8 | 3 | 1 | | |
| Erdőszélek (termelés nélkül) | 4 | 1 | 5 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | | |
| Rövid vágásfordulóú fás szárú energetikai ültetvény | 4 | 14 | 2 | 9 | 1 | 4 | 2 | 7 | | |
| Erdősített terület | 24 | 513 | 15 | 349 | 27 | 573 | 28 | 616 | | |
| Ökológiai jelentőségű másodvetés | 1 157 | 11 384 | 1 392 | 15 707 | 1 265 | 13 872 | 1 594 | 20 854 | | |
| Nitrogénmegkötő növényekkel bevetett terület | 1 784 | 19 880 | 1 827 | 20 773 | 1 980 | 23 605 | 1 380 | 12 540 | | |

a) kérelmek száma (db)

b) területe (ha), vagy db

4. táblázat folytatása
Table 4. continued

| Ökológiai jelentőségű terület | Év | 2019 | | 2020 | | 2021 | | 2022 | |
|---|----|-------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|
| | | a) | b) | a) | b) | a) | b) | a) | b) |
| Parlagon hagyott terület | | 1 487 | 9 551 | 1 305 | 6 256 | 1 268 | 6 800 | 3 304 | 30 640 |
| Terasz | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Fás sáv | | 64 | 29 | 63 | 28 | 55 | 22,92 | 20 | 8,89 |
| Magányosan álló fa | | 17 | 17 | 12 | 12 | 12 | 12 | 1 | 1 |
| Fasor | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Fa-, és bokorcsoport | | 37 | 5 | 47 | 10 | 38 | 8,73 | 17 | 5,1 |
| Táblaszegély | | 53 | 21 | 38 | 20 | 33 | 14,73 | 15 | 8,85 |
| Kis kiterjedésű tó | | 39 | 11 | 48 | 16 | 37 | 68 | 27 | 9,39 |
| Vizesárok | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Kunhalom | | 18 | 25 | 12 | 16 | 12 | 15 | 9 | 9 |
| Gémeskút | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Vízvédelmi sáv (folyóvíz) | | 0 | 0 | 7 | 2 | 12 | 2,48 | 8 | 1,82 |
| Vízvédelmi sáv (tó) | | 0 | 0 | 3 | 2 | 3 | 1,18 | 2 | 0,96 |
| Agrár-erdészeti terület | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Erdőszelek (termeléssel) | | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0,3 | 0 | 0 |
| Erdőszelek (termelés nélkül) | | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0,13 | 1 | 0,86 |
| Rövid vágásfordulóú fás szárú energetikai ültetvény | | 1 | 5 | 1 | 4 | 1 | 22,73 | 1 | 17,7 |
| Erdősített terület | | 32 | 737 | 33 | 648 | 33 | 356,16 | 29 | 634 |
| Ökológiai jelentőségű másodvetés | | 1 653 | 23 741 | 1 688 | 23 418 | 1 704 | 23 993 | 57 | 9 512 |
| Nitrogénmegkötő növényekkel bevetett terület | | 1 411 | 13 255 | 1 335 | 11 894 | 1 243 | 10 249 | 683 | 6 473 |

a) kérelmek száma (db)

b) területe (ha), vagy db

A 2023-tól kezdődő legújabb KAP ciklus első éves igénylései

A 2023-tól induló KAP költségvetési ciklus egyre szigorodó természetvédelmi, klíma-
védelmi, talajvédelmi előírásokat tartalmaz. A közvetlen kifizetések alapkövetelmé-
nye, hogy az ún. feltételeliséget betartsák a gazdálkodók, vagyis a 14/2023. (IV. 19.) AM
rendeletben foglaltakat. Ezek azok a minimum követelmények, melyeket minden köz-
vetlen támogatásban részesülő gazdálkodónak „feltétel nélkül” be kell tartania, mint
minimum követelményt. Így többek között a jogszabályban foglalt gazdálkodási kö-
vetelményekre (JFGK), a helyes mezőgazdasági és környezeti állapotra (HMKÁ), a ve-
tészváltás szabályaira, a terménydiverzifikációra, és a korábbi EFA elemek kijelölésére
vonatkozóan kell megfeleljenek a gazdák. Az EFA helyett új mozaikszóval is meg kell
ismerkedjünk, ilyen az ún. NPLFA is, vagyis a nem termelő tájképi elemeket és terü-
leteket jelenti. Ezek jellemzően a korábbi EFA elemeket tartalmazzák (5. táblázat).

5. táblázat. Békés vármegyében igényelt NPLFA elemek 2023-ban (BÉVKH 2023)
 Table 5. NPLFA elements in Békés county in 2023 (BÉVKH 2023)

| NPLFA típus | Igényelt terület (ha) | Ügyfelek száma (db) |
|--|-----------------------|---------------------|
| Facsoport | 17,79 | 116,00 |
| Gémeskút | 0,00 | 1,00 |
| Kunhalom | 8,06 | 29,00 |
| Magányos fák | 0,03 | 14,00 |
| Másodvetés, köztes kultúra | 406,48 | 67,00 |
| Nitrogénmegkötő növényekkel beültetett terület | 3 288,84 | 568,00 |
| Parlag | 45 952,56 | 6 913,00 |
| Sövény, fás sáv | 61,97 | 846,00 |
| Táblaszegély | 35,98 | 568,00 |
| Tavak | 8,51 | 53,00 |
| Vízvédelmi sáv, folyóvíz | 0,13 | 2,00 |

A táblázatot végigtekintve láthatjuk, hogy a vármegyei gazdálkodók az első évben szintén inkább táblás elemeket jelöltek meg a kérelmeikben. Másodvetést 406 ha-on 67 kérelmező jelölt, nitrogénmegkötő növényekkel vetett területet 3288 ha-on 568 igénylő, míg parlagon hagyott területet közel 46 ezer ha-on 6913 gazda jelölt. Ugyanakkor az is látható, hogy jelentősen nőtt a vonalas elemek, és a tájképi elemek jelölése, hiszen 116 kérelem tartalmaz facsoportot, 29 kunhalmot, 14 magányosan álló fát, 846 sövény-, és fás sávot, 568 táblaszegélyt, 53 kis méretű tavat és 2 vízvédelmi sávot.

Utóbbiak nagyobb számú jelölése a támogatási követelmények szigorításából adódik, hiszen eddig, azaz a múlt költségvetési ciklusban (2015 és 2022 között) opcionális volt a gazdálkodóknak, hogy megjelölik-e, illetve azzal a tájellel kívánják-e teljesíteni az előírásokat, melyek a területeiken megtalálható. Ezzel szemben jelen támogatási ciklusban a területükön található és az ún. MePAR felületen rögzített elemeket kötelezően be kell jelölniük, és meg kell őrizniük.

Támogatási döntések tartalmának vizsgálata

A fentebb rögzítettek szerint jelentős kérdés, hogy a gazdálkodók hogyan tudtak alkalmazkodni az idő előrehaladtával a támogatási követelményekhez. Láthattuk, hogy a diverzifikációs előírások az első években változást idéztek elő a vetésszerkezetben, azonban ez a megelőző időszak adataihoz vált hasonlóvá a ciklus végére. Ezt a tendenciát rögzítettük az EFA elemek tekintetében is. Kezdetben többféle, változatos kérelmeket láthattunk az első években, majd a ciklus végéhez közeledve az egyedi tájértékek és tájlemek száma csökkent, és inkább a táblás elemeket jelölték a gazdák. A kérdés az, hogy: esetleg nem tartották be az előírásokat azért, hogy azt és olyan mértékű területen termelhessék, amit a piac kíván tőlük? Vagy úgy tudtak igazodni a termelési előírásokhoz, hogy közben be is tartották azokat? A választ a 6. táblázat adatait vizsgálva kapjuk meg.

6. táblázat. A kifizető ügynökség döntései 2015 és 2022 között (BÉVKH 2023)
 Table 6. Data of magisterial decisions of paying agency (BÉVKH 2023)

| döntés típusa | Év | | 2015 | | 2016 | | 2017 | | 2018 | |
|---|--------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|----|
| | a) | b) | a) | b) | a) | b) | a) | b) | a) | b) |
| <i>mentesül (kiszgazdaságok támogatása)</i> | | | 3 545 | | 3 014 | | 2 488 | | 2 044 | |
| helyt adó határozat | 10 995 | 9 795 | 11 138 | 10 037 | 11 680 | 10 468 | 11 810 | 10 621 | | |
| részben helyt adó határozat | 810 | 2 203 | 944 | 2 160 | 743 | 1 989 | 701 | 1 830 | | |
| elutasító határozat | 47 | 26 | 36 | 17 | 33 | 37 | 23 | 24 | | |

| döntés típusa | Év | | 2019 | | 2020 | | 2021 | | 2022 | |
|---|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|----|
| | a) | b) | a) | b) | a) | b) | a) | b) | a) | b) |
| <i>mentesül (kiszgazdaságok támogatása)</i> | | | 1 829 | | 1 600 | | 1 464 | | 1 305 | |
| helyt adó határozat | 11 900 | 10 303 | 11 630 | 10 193 | 11 900 | 10 303 | 11 630 | 10 193 | | |
| részben helyt adó határozat | 542 | 2 106 | 387 | 1 816 | 542 | 2 106 | 387 | 1 816 | | |
| elutasító határozat | 14 | 17 | 7 | 11 | 14 | 17 | 7 | 11 | | |

a) SAPS (db); b) Zöldítés (db)

A táblázatban rögzített kiszgazdaságok egyszerűsített támogatásában részesülő termelők mentesültek a zöldítési előírások alól, így ezeket nem kell figyelembe veyük az elemzés során. Annyit viszont érdemes megjegyezni, hogy a számuk folyamatosan csökkent a ciklus évei alatt, míg 2015-ben 3500 fölötti volt a számuk a vármegyében, addig 2022-re mindösszesen 1305 kiszgazdaságot rögzítettünk.

A hatósági döntésekben három esetet különböztethetünk meg. A helyt adó határozat azt jelenti, hogy minden előírásnak megfelelt a kérelmező, levonás nélkül jogosult a támogatásra. Részben helyt adó döntést akkor kap az érintett, ha valamilyen kisebb előírást nem tartott be, így szankciót alkalmaz nála a kifizető ügynökség, tehát támogatás megvonásban részesülve kapja meg a fennmaradó összegét. Elutasító döntést akkor postáznak, ha olyan mértékű volt az adott évben a nem megfelelése, hogy teljes egészében el kell utasítani a támogatásra benyújtott kérelmét, tehát támogatási összeget egyáltalán nem kap.

Az adatokat végigkövetve láthatjuk, hogy a helyt adó határozatok száma – kisebb hektikusságot követve, de – folyamatosan nőtt, tehát egyre inkább megfeleltek gazdák az előírásoknak mind a SAPS (alaptámogatás), mind pedig a zöldítési előírások esetében.

A részben helyt adó határozatok a SAPS esetében folyamatosan csökkentek, a kezdeti 810 db-ról 466-ra csökkent. A zöldítési támogatások esetében is 2203-ról 1966-ra csökkent a számuk, tehát itt is folyamatos javulás tapasztalható az évek előrehaladtával.

Az elutasító, tehát egyáltalán nem megfelelt kérelmek esetében is az előző tendenciák láthatóak, hiszen a SAPS esetében 2015-ben 47 kérelmet volt elutasított, addig 2022-ben mindösszesen 13. A zöldítési támogatásnál 26 volt elutasítva 2015-ben, és 13 db 2022-ben, a záróévben. Ebből is az látható, hogy a kérelmek folyamatos javuláson mentek keresztül.

Összefoglalás

A kutatás eredményeként megállapítható, hogy a környezet- és klímavédelmi előírások a bevezetésüket követő években, 2015-től jelentős hatást gyakoroltak a vármegyei termesztett növények diverzifikációra, a tájképi elemek megőrzésére. Ugyanakkor az idő előrehaladtával ezen hatás egyre gyengült, visszarendeződött a termesztett növények vetésterülete, a korábbi időszak adataihoz hasonlókat láthatunk. Ezek mellett a védendő tájelemek számát is egyre kisebb arányban jelölték meg a gazdálkodók a kérelmeikben. A hatósági döntések adataiból az is látható, hogy az előírások hatásainak „gyengülése” nem abból adódik, hogy a termelők nem tartanak be a vonatkozó előírásokat, hiszen a vármegyei kérelmek egyre jobb minőségűek, a megfelelt kérelmek száma évről-évre több. Ugyanakkor már az is látható, hogy a 2023-tól induló támogatási ciklus első évében is kimutatható változások jelentkeztek a vetésszerkezetben és a tájvédelemben is. Ez annak tudható be, hogy a támogatások fejében egyre szigorodó előírások hatására, a tájképi elemek megőrzésében volt választási lehetősége a gazdáknak, a mostani ciklusban pedig kötelező a területükön lévő elemek megjelölése és megőrzése.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton mondok köszönetet a Magyar Államkincstárnak, mint a nemzeti agrár- és vidékfejlesztési kifizető ügynökségnek a támogatási kérelem adatok rendelkezésemre bocsájtásáért.

Irodalom

- Árpási, Z., Gödör, Z., Nyári, C. 2021: Vírusos gazdaság. *Deliberationes* 14(1): 59–59.
- Árpási, Z. 2018: Wellness tourism: What motivates the consumer. *Valahian Journal of Economic Studies* 9(1): 87–92. DOI: <https://doi.org/10.2478/vjes-2018-0009>
- Bede, Á., Csathó, A. I. 2019: Complex characterization of kurgans in the Csanádi-hát region, Hungary. *Tájökológiai Lapok* 17(2): 131–145.
- Békés Vármegyei Kormányhivatal (BÉVKH) 2023: Adatszolgáltatás az egységes kérelmek adatairól 2009 és 2023 között.
- Benkő, B., Dávid, L., Farkas, T. 2022: Opportunities for the development of innovation among hotels in northern Hungary. *GeoJournal of Tourism and Geosites*, 40(1): 267–273. DOI: <https://doi.org/10.30892/gtg.40132-828>
- Bodnár K., Majzinger I., Mikó Józsefné Jónás E. 2017: Biztonságos állati termék előállítás. *Agro-As-sintance Kft., Csongrád*. p. 163.
- Buckwell, A. E., Harvey, D. R., Thomson, K. J., Parton, K. A. 2019: *The costs of the common agricultural policy*, Vol. 7., Routledge, London, p. 160.
- Bujdosó, Z., Dávid, L., Tózsér, A., Kovács, G., Major-Kathi, V., Uakhitova, G., Katona P., Vasvári, M. 2015: Basis of heritagization and cultural tourism development. *Procedia-Social and Behavioral Sciences* 188: 307–315. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2015.03.399>
- Centeri, C., Barta, K., Jakab, G., Szalai, Z., Bíró, Z. 2009: Comparison of EUROSEM, WEPP, and MED-RUSH model calculations with measured runoff and soil-loss data from rainfall simulations in Hungary. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 172(6): 789–797. DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.200900009>
- Davies, B.B., Hodge, I.D. 2006: Farmers’ preferences for new environmental policy instruments: determining the acceptability of cross compliance for biodiversity benefits. *Journal of Agricultural Economics* 57(3): 393–414. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1477-9552.2006.00057.x>

- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Kelemen, A., Bede, Á., Csathó, A. I., Tóthmérész, B. 2018: Landscape and habitat filters jointly drive richness and abundance of specialist plants in terrestrial habitat islands. *Landscape Ecology* 33: 1117–1132. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0660-x>
- Egri Z. 2023: Mobilitás és perzisztencia a hazai települési szintű jövedelemegyenlőtlenségi folyamatokban, 2012–2019. *Területi Statisztika* 63(1): 3–37.
- Egri Z. 2022: A hazai települési jövedelemegyenlőtlenségek sajátosságai a földrajzi közelhatások alapján, 2012–2019. *Területi Statisztika* 62(6): 625–662.
- Farkas, T. 2021: The role of the social capital in rural development. Case study analysis of village research camps in Romania and Hungary. *European Countryside* 13(3): 584–598. DOI: <https://doi.org/10.2478/euco-2021-0033>
- Futó, Z., Bodnár, K. 2021: Soil hydrology. *Water in Biomechanical and Related Systems 2021*: 277–302. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-67227-0_14
- Grant W. 2010: Policy Instruments in the Common Agricultural Policy. *West European Politics* 33(1): 22–38. DOI: <https://doi.org/10.1080/01402380903354049>
- Gyuricza, C., Földesi, P., Mikó, P., Ujj, A. 2005: Carbon dioxide emission from arable lands. *Cereal Research Communications* 33(1): 89–92.
- Horváth J., Komarek L. 2016: A világ mezőgazdaságának fejlődési tendenciái. Szegedi tudományegyetem Mezőgazdasági Kar, Hódmezővásárhely, p. 269.
- Kassai, Zs.; Farkas, T. 2012: Participation in local rural development partnerships. *Annals of The Polish Association of Agricultural and Agribusiness Economists* 14(6): 104–108.
- Keeling, L. J. 2005: Healthy and happy: animal welfare as an integral part of sustainable agriculture. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 34(4): 316–319. DOI: [https://doi.org/10.1639/0044-7447\(2005\)034\[0316:hahawa\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1639/0044-7447(2005)034[0316:hahawa]2.0.co;2)
- Komarek L. 2019: Hasonlóságok és különbségek Magyarország területi fejlettségében. *Jelenkori társadalmi és gazdasági folyamatok* 14(3): 29–43.
- Rákóczi A. 2018: A termeléshez kötött támogatások és a zöldítési előírások hatása a vetésszerkezetre Békés megyében. *Tájökológiai Lapok* 16(2): 129–142. DOI: <https://doi.org/https://doi.org/10.56617/tl.3584>
- Rákóczi A. 2017a: A zöldítési előírások bevezetésének első éves tapasztalatai Békés megyében. *Tájökológiai Lapok* 15(1): 59–66. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3609>
- Rákóczi A. 2017b: A „zöldkomponens” első éve számokban, Békés megyében. *Gazdálkodás* 61(3): 235–246. DOI: <https://doi.org/10.22004/ag.econ.265268>
- Rákóczi A. 2017c: Az agrártámogatások előírásainak hatásai a vetésszerkezetre, a területpihentetés elterjedésére Békés megyében. *Gazdálkodás* 61(5): 423–436. DOI: <https://doi.org/10.22004/ag.econ.269266>
- Rega, C., Thompson, B., Niedermayr, A., Desjeux, Y., Kantelhardt, J., D’alberto, R., Paracchini, M.L. 2022: Uptake of ecological farming practices by EU farms: A pan-European typology. *EuroChoices* 21(3): 64–71. DOI: <https://doi.org/10.1111/1746-692x.12368>
- Tirják L. 2016: A Dévaványai tűzokvedelmi mintaterület működtetésének ökológiai alapvetése. PhD Értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron, p. 169.
- Tóth, C. A., Rákóczi, A., Tóth, S. 2018: Protection of the state of prehistoric mounds in Hungary: law as a conservation measure. *Conservation and Management of Archaeological Sites*, 20(3): 113–142. DOI: <https://doi.org/10.1080/13505033.2018.1486125>
- Varela-Ortega, C., Calatrava, J. 2004: Evaluation of Cross-Compliance: Perspectives and Implementation. *Developing Cross Compliance in the EU: Background, Lessons and Opportunities (Q1k5-Ct-2002-02640)*, Seminar Vol. 4.
- Vásáry M. 2020: Szupranacionális és nemzeti koordináció gyakorlati jelentősége a közös agrárpolitikában. *Nemzeti Köszolgálati Egyetem, Budapest*, p. 45.

Hivatkozott jogszabályok és rendeletek

- 10/2015. (III. 13.) FM rendelet az éghajlat és környezet szempontjából előnyös mezőgazdasági gyakorlatokra nyújtandó támogatás igénybevételének szabályairól, valamint a szántóterület, az állandó gyepterület és az állandó kultúrával fedett földterület növénytermesztésre vagy legeltetésre alkalmas állapotban tartásának feltételeiről
- 14/2023. (IV. 19.) AM rendelet az Európai Mezőgazdasági Garanciaalapból, valamint az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból nyújtott támogatások igénybevétele során alkalmazandó feltételekről

The relationship between changes in the agricultural landscape and direct support between 2009 and 2023 in Békés county

A. RÁKÓCZI

Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute of Rural Development and Sustainable Economy, Department of Rural and Regional Development,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.; e-mail: rakoczi.attila@uni-mate.hu

Keywords: common agricultural policy, direct supports, diversification, greening, climate protection, nature conservation

Abstract: The support system of the Common Agricultural Policy is crucial for farmers. The conditions for direct payments, especially in the last two budget periods, include increasing requirements for environmental protection, nature and landscape conservation. I carried out my research in Békés County from 2009 to the present, i.e. 14 agricultural years, mainly by data processing. I requested data on the individual applications from the Békés County Office and the Hungarian State Treasury (as the agricultural payment agency). I found that the greening regulations had a significant impact on the diversification of crops and landscape elements in the years of their introduction. Over time, however, there has been some regression, and a similar cropping pattern to that which existed before the regulations has begun to emerge. This is also true for the individual landscape elements identified in the applications. However, it has also been shown that reversion has not occurred because the regulations have not been respected. All in all, the first year of the latest funding cycle, starting in 2023, shows positive changes from a landscape conservation point of view.

A műre a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:

CC-BY-NC-ND-4.0.

This work is licensed under a

Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.



Védett és ritka pókfajok a Mátra hegység Natura 2000 élőhelyein és megőrzésük lehetséges módjai

SZMATONA-TÚRI TÜNDE¹, DREDOR DOMINIK^{1,2} VONA-TÚRI DIÁNA³

¹ ÉASZC Mátra Erdészeti Technikum, Szakképző Iskola és Kollégium, 3232 Mátrafüred, Erdész u. 11.;
e-mail: turitunde79@gmail.com

² Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Szent István Campus, 2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.
e-mail: dredor.dominik@gmail.com

³ Detki Petőfi Sándor Általános Iskola, 3275 Detk, Árpád u 3.
e-mail: turidiana@gmail.com

Kulcsszavak: Sár-hegy természetvédelmi terület, természetvédelmi kezelés, kaszálás, élőhely-mozai-kosság

Összefoglalás: A kutatásunk célja a Mátra hegység védett és ritka pókfajainak vizsgálata, valamint felmérni a természetvédelmi szempontból értékes pókfajok megőrzésének és fenntartásának lehetséges módjait. A Mátra Natura 2000 élőhelyein 2007 és 2023 között 66 gyűjtőhelyen végeztünk adatgyűjtést, melyek között természetvédelmi kezeléssel (kaszálás, legeltetés, cserjeirtás) érintett területek is szerepeltek. A vizsgálat során 45 gyűjtőhelyről került elő összesen 9 védett, valamint 6 ritka elterjedésű pókfaj. Eredményeink jól reprezentálják a Natura 2000 területek természetvédelmi szempontú jelentőségét, valamint azt, hogy a természetvédelmi kezelések intenzitásának megfelelő kiválasztása elősegíti a védett és ritka pókfajok élőhelyének megőrzését és fenntartását.

Bevezetés

Hazánkban a védett pókfajok száma igen csekély. A 19 hazai védett pókfaj védettségét minisztériumi rendeletek határozzák meg ([http1](#)). A Rakonczay-féle Vörös Könyv (1989) szerint a pókok korábban nem szerepeltek a veszélyeztetett állatok listáján, csak 1996-tól kerültek oltalom alá ([http2](#)). Az International Union for Conservation of Nature (IUCN) nevezéktana alapján mind a 19 magyarországi védett faj a potenciálisan veszélyeztetett kategóriába sorolható (vulnerable = VU).

A Natura 2000 területek kijelölése az Európai Unió két természetvédelmi irányelvén alapul, melyek szerint a Natura 2000 hálózat madárvédelmi (Special Protection Area-SPA) és élőhelyvédelmi (Special Area of Conservation-SAC) területekből áll. A hálózat célja a biodiverzitás megőrzése a természetes élőhelytípusok és a ritka, bennszülött, illetve védett fajok természetvédelmi helyzetének fenntartásával. A Mátra nagy része madárvédelmi terület, mely mellett rendelkezik hat élőhelyvédelmi és több védett területtel is.

A Mátrából kevés pókfaunisztikai adat került elő. Korábban csak Chyzer Kornél és Kulczynski László, valamint Kolozsváry Gábor végzett pókfaunára irányuló kutatáso-

kat (Chyzer és Kulczynski 1918, Kolosváry 1935), mely során 33 pókfaj jelenlétét bizonyították a területen. Egy védett fajt sikerült kimutatniuk, a pokoli cselőpókot (*Geolycosa vultuosa* C.L. Koch, 1838).

A kutatásunk célja a Mátra hegység pókfaunisztikai adatainak bővítése mellett a természetvédelmi szempontból értékes pókfajok, valamint a megfelelő természetvédelmi élőhelykezelési módok vizsgálata, melyekkel a fajok élőhelyének a megőrzése és fenntartása megvalósítható.

Anyag és módszer

Az adatgyűjtés három projekt keretén belül történt, különféle gyűjtési módszerekkel és eltérő élőhelyeken. A mintavételi helyek sorszáma a projektek bemutatása során zárójelben található, melyek pontos jellemzőit az 1. táblázat tartalmazza. A projektek eredményei külön-külön már publikálásra kerültek, melyek hivatkozásai a projektek bemutatása során lettek feltüntetve.

1. projekt: A vizsgálat során duplaedényes talajcsapdákat alkalmaztunk tetővel lazán fedett 10 cm átmérőjű, fél liter úrtartalmú műanyag poharak felhasználásával. A Gyöngyösi Sár-hegy természetvédelmi területen, Bátorterenyén és Fallóskúton 2007–2012 között a védett fajokra tekintettel élvefogó csapdákat használtunk két-két mintaterületen [kaszált rét (6, 20, 22), nem kaszált rét (18, 19, 26)], melyek egy évben négy alkalommal (április, május-június, augusztus-szeptember, november) két héten keresztül voltak kihelyezve. Minden mintaterületen 12 csapdát helyeztünk ki az élőhelyek négy oldalára elosztva, a szegélytől kb. 5 m távolságra. A csapdákat 48 óránként ürítettük (Szmationa-Túri és Vona-Túri 2016).

2. projekt: A Bükk Nemzeti Park Igazgatóság közreműködésével 2012–2015 között ölfolyadékkal (etilén-glikol) töltött talajcsapdákat helyeztünk ki a Sár-hegy, Gyöngyösolymos, Fallóskút és Parád 3–3 mintaterületére [kaszált rét (6, 7, 23, 36), cserjés (15, 16, 17, 37), irtott cserjés (27, 28, 29, 30)] (Szmationa-Túri et al. 2017a), valamint 2014–2016 között Parád négy mintaterületére [legeltetett gyepek (36), legeltetett irtott cserjés (30), kaszált gyepek (21), irtott cserjés (31)] (Szmationa-Túri et al. 2018a). Duplaedényes talajcsapdákat alkalmaztunk tetővel lazán fedett 10 cm átmérőjű, fél liter úrtartalmú műanyag poharak felhasználásával. A csapdák évente két alkalommal (május, szeptember), három héten keresztül voltak kint a területeken. Minden mintaterületen 5 darab csapdát helyeztünk ki, egymástól 4–5 m távolságra egy transzekt mentén. A csapdákat kéthetente ürítettük.

3. projekt: A Mátrában 2014–2017, illetve 2019–2023 között faunisztikai vizsgálat keretében 49 (1–14, 24–25, 32–35, 38–66) mintaterületen végeztünk gyűjtéseket ölfolyadékkal ellátott talajcsapdás, illetve egyeléses módszerrel. Minden mintaterületen 5 darab csapdát helyeztünk ki, egymástól 4–5 m távolságra egy transzekt mentén. A csapdák egy adott élőhelyen hat hétig voltak kihelyezve. Az egyeléses módszert a nádasok vizsgálata során alkalmaztuk, az adott mintaterületen a környező növényzetről történt az egyedek begyűjtése 2 órán keresztül. Emellett vízi csapdákat is használtunk, fél liter

úrtartalmú műanyag poharakat rögzítettünk 15 cm-es négyzet alakú hungarocell lemezekre. A vízi csapdák hat hétig voltak kihelyezve (május-június), melyek ürítése két hetenként történt.

A Barber-csapdával gyűjtött egyedek mellett az élve fogott egyedek kb. fele konzerválásra került 75%-os etil-alkohollal, melyek a Mátrai Tájvédelmi Körzet és az Eszterházy Károly Katolikus Egyetem gyűjteményében lettek elhelyezve. A csapdádba került többi taxon is feldolgozásra került a Bükk Nemzeti Park irányításával.

1. táblázat. A vizsgálatok mintavételi helyei, és az ott található vegetációtípusok

Table 1. Sampling sites and vegetation type

| Sorszám | Mintavételi hely | Mintavételi hely vegetációja |
|---------|-------------------|--|
| 1. | Domoszló | |
| 2. | Markaz | Sziklagyep (<i>Potentillo-Festucetum pseudodalmaticae</i>) |
| 3. | Visonta | Felnyíló tölgyes (<i>Corno-Quercetum pubescentis</i>) |
| 4. | Pálosvörösmart | |
| 5. | Gyöngyöspata | Erdőszyepp (<i>Campanulo-Stipetum tirsae</i>) |
| 6. | Sár-hegy | |
| 7. | Gyöngyössolymos | Kaszált erdőszyepp (<i>Campanulo-Stipetum tirsae</i>) |
| 8. | Sár-hegy | |
| 9. | Fallóskút | Kaszált mocsárrét (<i>Cirsio cani-Festucetum pratensis</i>) |
| 10. | | |
| 11. | Sár-hegy | |
| 12. | Csóréti víztározó | Nádas (<i>Phragmitetum communis, Typhetum latifoliae</i>) |
| 13. | Gyöngyösi tó | |
| 14. | | |
| 15. | Sár-hegy | |
| 16. | Gyöngyössolymos | Cserjés (<i>Pruno spinosae-Crataegetum</i>) |
| 17. | Fallóskút | |
| 18. | Sár-hegy | Záródó gyep (<i>Pulsatillo montanae-Festucetum rupicola, Pruno spinosae-Crataegetum</i>) |
| 19. | Galyatető | Záródó gyep (<i>Anthyllido-Festucetum rubrae, Alopecuro-Arrhenatheretum</i>) |
| 20. | | |
| 21. | Parád | |
| 22. | | |
| 23. | | Kaszált hegyi rét (<i>Anthyllido-Festucetum rubrae</i>) |
| 24. | Fallóskút | |
| 25. | | |
| 26. | Fallóskút | Hegyi rét (<i>Anthyllido-Festucetum rubrae</i>) |
| 27. | Sár-hegy | |
| 28. | Gyöngyössolymos | |
| 29. | Fallóskút | Irtott cserjés (<i>Campanulo-Stipetum tirsae</i>) |
| 30. | | |
| 31. | Parád | |
| 32. | Gyöngyöspata | Bokorerdő (<i>Ceraso-Quercetum pubescentis</i>) |
| 33. | Kisnána | |

1. táblázat folytatása
Table 1. continued

| | | |
|-----|-----------------|--|
| 34. | Gyöngyöstarján | Cseres-tölgyes (<i>Quercetum petraea-cerris</i>) |
| 35. | Vécs | Harmatkásás láp (<i>Glycerietum maximae-Caricetum ripariae</i>) |
| 36. | Parád | Kaszált és legeltetett hegyi rét (<i>Pastinaco-Arrhenatheretum, Festuco ovinae-Nardetum</i>) |
| 37. | | Cserjés (<i>Pruno spinosae-Crataegetum</i>) |
| 38. | Mátrafüred | |
| 39. | Kékes | Melegkedvelő tölgyes (<i>Corno-Quercetum pubescentis</i>) |
| 40. | Domoszló | |
| 41. | Markaz | Cseres-tölgyes (<i>Quercetum petraea-cerris</i>) |
| 42. | Mátrafüred | Bokoredő (<i>Ceraso-Quercetum</i>) |
| 43. | Domoszló | Hegyvidéki gyertyános-tölgyes (<i>Nudum Carici pilosae-Carpinetum</i>) |
| 44. | | |
| 45. | Kékes | Görgeteg sziklaerdő (<i>Roso pendulinae-Tilietum platyphylli</i>) |
| 46. | | Égeres szubmontán bükkös állományban (<i>Alnetum glitinosae-incanae-Melittio-Fagetum</i>) |
| 47. | | |
| 48. | Gyöngyössolymos | Középhegységi mészkerülő tölgyes (<i>Genisto tinctoriae-Quercetum pertaeae</i>) |
| 49. | | Szubmontán bükkös (<i>Melittio-Fagetum</i>) |
| 50. | Mátraszentimre | Lucfenyves (<i>Piceaetum abieti cultum</i>) |
| 51. | | |
| 52. | Kisnána | Cseres-tölgyes (<i>Quercetum petraea-cerris</i>) |
| 53. | | |
| 54. | Gyöngyössolymos | |
| 55. | Domoszló | Bokorerdő (<i>Ceraso-Quercetum pubescentis</i>) |
| 56. | | |
| 57. | Gyöngyössolymos | Lejtősztyepp (<i>Pulsatillo montanae-Festucetum pseudodalmatica</i>) |
| 58. | Markaz | |
| 59. | | Sziklagyep (<i>Potentillo-Festucetum pseudodalmaticae</i>) |
| 60. | Parád | Hegyi száraz rét (<i>Agrostetum coarctata-tenuis</i>) |
| 61. | | |
| 62. | | |
| 63. | | Hegyvidéki gyertyános-tölgyes (<i>Nudum Carici pilosae-Carpinetum</i>) |
| 64. | Domoszló | |
| 65. | | Véreslapus szálkaperjegyep (<i>Hypochoerido-Brachipodietum pin-nati</i>) |
| 66. | Vécs | Kaszált és legeltetett hegyi rét (<i>Pastinaco-Arrhenatheretum, Festuco ovinae-Nardetum</i>) |

Eredmények

A vizsgálat során összesen begyűjtött 126 pókfajból (9074 egyed) 9 védett (299 egyed) és 6 ritka (39 egyed) pókfajt mutattunk ki a Mátra hegységből (2. táblázat). A begyűjtött 15 természetvédelmi szempontból értékes pókfaj közül a Sár-hegy természetvédelmi területről került elő 7 védett és 4 ritka faj.

2. táblázat. A vizsgálat során begyűjtött védett és ritka pókfajok előfordulása, egyedszáma és gyűjtési módja
Table 2. Occurrence, abundance and collecting way of the protected and rare spider species

| Fajok | Gyűjtőhely száma | Egyedszám | Gyűjtési mód |
|--|---|-----------------------|--------------------------|
| Ritka fajok | | | |
| <i>Arctosa figurata</i> Simon, 1876 | 6 | 1♂ | Talajcsapda |
| <i>Drassodes cupreus</i> Blackwall, 1834 | 6, 27, 38 | 9 ♂, 3♀ | Talajcsapda |
| <i>Gnaphosa modestior</i> Kulczyński, 1897 | 1, 2, 6, 14, 16, 18, 27, 38 | 16 ♂, 5♀ | Talajcsapda |
| <i>Zelotes aurantiacus</i> Miller, 1967 | 27 | 1♀ | Talajcsapda |
| <i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914 | 38 | 1♂ | Talajcsapda |
| <i>Cybaeus angustiarium</i> L. Koch, 1868 | 44, 45 | 2 ♂, 1♀ | Talajcsapda |
| Védett fajok | | | |
| <i>Araneus grossus</i> C. L. Koch 1844 | 15 | 1♀ | Megfigyelés |
| <i>Atypus affinis</i> Eichwald 1830 | 7, 14, 16, 18, 27, 28, 32 | 12♂ | Talajcsapda |
| <i>Atypus piceus</i> Sulzer, 1776 | 3, 6, 7, 14, 18, 34 | 8♂ | Talajcsapda |
| <i>Dolomedes fimbriatus</i> Clerck, 1757 | 35 | 1♂ | Megfigyelés |
| <i>Dolomedes plantarius</i> Clerck, 1757 | 11 | 2♀ | Vízi csapda |
| <i>Eresus kollari</i> Rossi, 1846 | 1, 3, 4, 14, 18, 27, 38 | 21♂ | Talajcsapda, megfigyelés |
| <i>Geolycosa vultuosa</i> C. L. Koch, 1838 | 18, 27 | 3♂, 1♀ | Talajcsapda |
| <i>Nemesia pannonica</i> Herman, 1879 | 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 14, 16, 18, 27, 28, 32, 33, 34, 38 | 233♂, 2♀, 5 juvenilis | Talajcsapda, megfigyelés |
| <i>Tetragnatha striata</i> L. Koch, 1862 | 12, 13 | 4♂6♀ | Egyelés, megfigyelés |

Megvitatás

A Mátra hegység déli peremhegye a Sár-hegy természetvédelmi terület, mely különleges, az Alföld felé nyitott biogeográfiai helyzetének köszönhetően jelentősen nagy diverzitással rendelkezik (Molnár 1998). Soó (1937) tanulmánya igazolja, hogy a Sár-hegyen olyan alföldi és déli elterjedésű növényfajok fordulnak elő melyek a Mátra hegység más élőhelyein nem találhatók meg. Ezt a nagy fajdiverzitást eredményeink is bizonyítják, hiszen ezen a területen 11 természetvédelmi szempontból értékes pókfaj volt megtalálható.

Az általunk kimutatott 9 védett faj a hazai védett pókfajok közel felét adja, mely alátámasztja a Mátra hegység Natura 2000 élőhelyeinek természetvédelmi szempontú jelentőségét. Korábbi kutatások a Mátra hegységből csak egy védett pókfaj, a pokoli cselőpók (*G. vultuosa*) előfordulását igazolták (Chyzer és Kulczynski 1918, Kolosváry 1935), így a további 8 védett faj elsőként került elő a vizsgált területről.

A vizes élőhelyeket kedvelő pókfajok, mint a parti vidrapók (*D. plantarius*) és a szégyes vidrapók (*D. fimbriatus*) a legtöbb közép-európai országban vörös listán szereplő faj (http3). A Sár-hegyen a parti vidrapók élőhelye a Szent Anna-tó (1. ábra), mely víztömegének nagy része szárazabb években jelentősen lecsökken, ennek eredményeként ez a faj eltűnhet a területről. A vízszintcsökkenés egyik oka a környező domboldalokról lefolyó csapadék által okozott feltöltődés, valamint a szerves anyag felhalmozódás. A fajok megóvásának egyik módja lehet a nád vágása, mellyel a felhalmozódás mértéke csökkenthető. Schmidt et al. (2005) tanulmánya a nádvágás pozitív hatását bizonyítja az ízeltlábúak diverzitására, azonban arra is rámutat, hogy az intenzív kezelés csökkenti a fajgazdagságukat. A Csórréti-víztározó nádas állományában élő nádi állaspók (*T. striata*) (2. ábra) a vízi növényzet nyílt víz felőli oldalán szövi kerek hálóját. A fajra nézve a gyakori nádvágás kedvezőtlen hatású lehet, valamint a hasonló életmódú állaspók fajok védelmének érdekében a kezeléseknél ajánlott figyelembe venni a nád vágási magasságát. Esetenként vadgazdálkodási célokból alkalmazhatják a nád nyári hajtásvágását (Faragó 1997), mely hatására a nádon készített hálók kárt szenvedhetnek, ezért ezt az eljárást célszerű egy alkalomra, a tél végére korlátozni. A vízhez kötött védett pókfajok közül a búvárpókot (*Argyroneta aquatica* Clerck, 1757) még nem sikerült detektálni a Mátra hegységből. Azonban a hegység területén számos olyan állóvíz található, mely megfelelő körülményeket biztosít számára, ezáltal lehetőség adódhat a faj kimutatására.



1. ábra. A Szent Anna-tó, a parti vidrapók (*Dolomedes plantarius*) élőhelye a Mátrában
(forrás: Szmatona-Túri Tünde, 2019)

Figure 1. Szent-Anna lake is the habitat of *Dolomedes plantarius*
(Source: Szmatona-Túri Tünde, 2019)



2. ábra. A nádi állaspók (*Tetragnatha striata*) hím példánya (forrás: Szmátóna-Túri Tünde, 2019)
Figure 2. Male *Tetragnatha striata* (Source: Szmátóna-Túri Tünde, 2019)

A magyar aknázpók (*N. pannonica*) (3. ábra) Magyarországon természetvédelmi szempontból az egyik legjelentősebb pókfaj. A faj egyedei főként a Déli-Mátrában voltak megtalálhatók, a legnagyobb abundanciát a Sár-hegy természetvédelmi területen tapasztaltuk. A *N. pannonica* természetvédelmi szempontból értékes, nyílt élőhelyekhez kötődik (Kovács 2003), melyet eredményeink is alátámasztanak. Gyűjtéseink során azt tapasztaltuk, hogy a faj a kaszált és cserjeirtott élőhelyeken nagyobb egyedszámban volt jelen, mint a kezeletlen élőhelyeken (Szmátóna-Túri et al. 2012, 2017b). Szinetár et al. (2012) a Budai Sas-hegyen végzett vizsgálatához hasonlóan, a kezelések hatására a faj állománya növekedésnek indulhat, mivel a cserjés területek helyén létrejövő nyílt gyepek kedvezőbb feltételeket biztosítanak a magyar aknázpók számára.

A szintén nyílt élőhelyeket kedvelő skarlát bikapók (*E. kollari*) xerotherm gyepeken és nyílt tölgyesekben él (Kovács 2003). Ennek a fajnak, mint termofil élőlénynek az élőhelye fenntartható a kaszálókön zajló szukcessziós folyamatok visszafordításával. A kezelésekből adódó változások, mint a gyepek magasságának változása, a cserjeborítottság csökkenése és a növényzeti struktúra átalakulása egyaránt hatással van a pókfajok gyakoriságára. Karus et al. (2011) tanulmánya szerint a biomassza eltávolítása a bikapókok megőrzésének az egyik módja lehet, hiszen a 10 cm magas vegetáció megfelelő védelmet nyújt a kedvezőtlen környezeti tényezők ellen, azonban a napfény feljuttatását nem gátolja.



3. ábra. A magyar aknászpók (*Nemesia pannonica*) hím példánya (forrás: Szmátóna-Túri Tünde, 2016)
Figure 3. Male *Nemesia pannonica* (Source: Szmátóna-Túri Tünde, 2016)

Egyes fajok, mint az óriás keresztespók (*A. grossus*) (4. ábra) a cserjéken, talajfelszínhez közel készítik hálójukat (Kovács 2003), melyre a kaszálás negatívan hathat. Ezért a kezelések tervezése előtt fontos az élőhelyek faunisztikai felmérése, mivel a természetvédelmi szempontból jelentős fajok élőhelyének ismerete nélkül a kezelési eljárások tervezése nem célravezető. A kezelések intenzitásának helyes megválasztásával elősegíthető a fajok élőhelyének fenntartása, valamint a reprodukzív időszakban a menedéksávok kialakításával a peték védelme is megvalósítható (Szinetár 2006).

Řezáč és Heneberg (2014) tanulmánya szerint az *Atypus* fajokra kedvezőtlen hatású az intenzív gyepgazdálkodás. A fajra jellemző, hogy a lakócsöveiket a talajfelszín alá építik (Nyffeler et al. 2001), ezért az intenzív legeltetés okozta taposás negatív hatású rájuk nézve. A cserjék tövében szignifikánsan nagyobb denzitást mutató, árnyékhatást és magasabb páratartalmat preferáló *Atypus*-fajok egyedei a cserjeirtást követő hőmérsékletnövekedés és fokozottabb felszíni párolgás hatására elvándorolnak, így denzitásuk csökkenni fog. Az árnyékos élőhelyeket kedvelő *G. modestior* számára a gyepkezelési eljárások szintén negatívan hatnak, mivel az egyedek nem tudnak alkalmazkodni az élőhely átalakulásához és a hirtelen, szélsőséges változásokra kedvezőtlen választ adnak (Szmátóna-Túri et al. 2019a).



4. ábra. Az óriás keresztespók (*Araneus grossus*) nőstény egyede (forrás: Magos Gábor, 2010)
Figure 4. Female *Araneus grossus* (Source: Gábor Magos, 2010)

Az intenzív gyepkezelési eljárások, melyek miatt az árnyékhatás megszűnhet, az egyedszám csökkenését eredményezheti, ezért a fajok fenntartásának érdekében a fakitermelés kontrollálása javasolt, valamint a mozaikos élőhelyek fenntartására való törekvést kell hangsúlyozni.

Következtetésképpen elmondható, hogy a nyílt élőhelyek rekonstrukciója sok védett pókfajra nézve mindenképpen meghatározó (Szmátóna-Túri et al. 2019b). Fontos továbbá a kezelések kontrollált keretek közötti folytatása, vagy a nem megfelelő időszakban történő kaszálás elkerülése. Mivel a pókok eltérő környezeti igényekkel rendelkeznek nagy jelentőségű a mozaikos élőhelyek kialakítása és a természet-közeli élőhelyek hosszú távú fenntartása. A Mátra tájökölógiai adottságai hatással vannak a vegetáció struktúrájára, a mikroklimára és az élőhely mintázatára. A vízellátottság nagymértékben befolyásolja a vegetáció gazdagságát, mely, mint struktúra jelentős hatással van a pókfajok abundanciájára. Eredményeink alapján elmondható, hogy a hegység északi részére jellemző klimatikus viszonyok a védett pókfajok számára kevésbé kedvező feltételeket alakítanak ki. Emellett a régióban végzett vizsgálat a tájhasználat okozta taposás hatására irányult, mely, mint zavaró tényező jelentősen lecsökkentette a védett fajok számát, szemben a zavarást jól tűrő fajokkal. A déli térségben elhelyezkedő élőhelyek viszont sok védett faj számára optimális feltételeket biztosítanak. A Sár-hegy déli lejtőire jellemző nagy fajgazdagság igazolja a tájökölógiai adottságok jelentős szerepét a fajok elterjedésében.

Köszönettel tartozunk a Bükki Nemzeti Park Igazgatóságának és munkatársainak, különösképpen Dudás Györgynek a védett fajok vizsgálatának engedélyezéséért, Magos Gábornak a vegetációs felmérésért és Urbán Lászlónak a sokoldalú közreműködésért. Köszönet illeti továbbá Kemény Attilát a terepmunkánkban és a válogatásban nyújtott segítségért.

Irodalom

- Chyzer K., Kulczynski, L. 1918: Ordo Araneae. In: Paszlavszky J. (szerk.). A Magyar Birodalom Állatvilága III. Arthropoda. 33. A Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, p. 29.
- Faragó S. 1997: Élőhelyfejlesztés az apróvad-gazdálkodásban. Mezőgazda Kiadó, Budapest, p. 356.
- Kolosváry, G. 1935: Beiträge zur Spinnenfauna des Mátragebirges un der Villányer Gegend. Folia zoologica et hydrobiologica 8: 278–288.
- Kovács G. 2003: Magyarország védett pókfajai és természetvédelmi kezelésük lehetőségei alternatívái. Diplomamunka, Szegedi Tudományegyetem, p. 87.
- Krause, R. H., Buse, J., Matern, A., Schröder, B., Härdtle, W., Assmann, T. 2011: *Eresus kollari* Rossi 1846 (Araneae, Eresidae) calls for heathland management. Journal of Arachnology 39(3): 384–392. DOI: <https://doi.org/10.1636/P10-58.1>
- Magos G., Szabó Sz., Szuromi L., Urbán L. 2010: Természetvédelem a Mátrai tájegységben. In: Baráz Cs., Dudás Gy., Holló S., Szuromi L., Vojtkó A. (szerk.): A Máttra Tájvédelmi Körzet. Heves és Nógrág határán. Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, 373–398.
- Molnár T. 1998: A Máttra előőrse: A gyöngyösi Sár-hegy. Természetbúvár. 53(3): 20–22.
- Nyffeler, M., Moor, H., Foelix, R. F. 2001: Spiders feeding on earthworms. Journal of Arachnology 29(1): 119–124. DOI: <https://doi.org/10.1636/JoA-17-013.1>
- Rakonczay Z. 1989: Vörös Könyv. Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 360.
- Řezáč, M., Heneberg, P. 2014: Conservation status of the only representative of infraorder Mygalomorphae (Araneae) in cultivated regions of Central Europe. Journal of Insect Conservation 18(4): 523–537. DOI: <http://doi.org/10.1007/s10841-014-9668-y>
- Schmidt, M. H., Lefebvre, G., Poulin, B., Tschamtker, T. 2005: Reed cutting affects arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds. Biological Conservation 121(2): 157–166. DOI: <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.032>
- Soó R. 1937: A Mátrahegység és környékének flórája. Magyar Flóraművek I. Debrecen, p. 89.
- Szinetár Cs., Rákóczi A. M., Bleicher K., Botos E., Kovács P., Samu, F. 2012: A Sas-hegy pókfaunája II. A Sas-hegy faunakutatásának 80 éve a hegyről kimutatott pókfajok kommentált listája, Rosalia, 8: 333–362.
- Szinetár Cs. 2006: Pókok: Keresztespókok, farkaspókok, ugrópókok és rokonaik a Kárpát-medencében. Élővilág Könyvtár, Kossuth Kiadó, p. 112.
- Szmatona-Túri, T., Kovács, G., Vona-Túri, D., Magos, G. 2019a: Contribution to the knowledge on distribution in Hungary and habitat preferences of *Gnaphosa modestior* Kulczyński, 1897 a little-known spider species. Periodicum Biologorum 120(2–3): 135–139. DOI: <http://doi.org/10.18054/pb.v120i2-3.5214>
- Szmatona-Túri T., Vona-Túri D. 2012: A magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879) újabb előfordulása Magyarországon. Természetvédelmi Közlemények 18: 480–486.
- Szmatona-Túri, T., Vona-Túri, D. 2016: The effect of grassland management on diversity of spider assemblages in the Máttra Mountain. Ecologica Montenegrina 7: 291–297.
- Szmatona-Túri T., Vona-Túri D., Magos G. 2017b: A Déli-Mátrában végzett gyepkezelési eljárások hatása a magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879) abundanciájára. Természetvédelmi Közlemények 23: 118–126. DOI: <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2017.23.118>
- Szmatona-Túri, T., Vona-Túri, D., Magos, G., Urbán, L. 2017a: The effect of grassland management on diversity and composition of ground-dwelling spider assemblages in the Máttra Landscape Protection Area of Hungary. Biologia, 72 (6): 642–651. DOI: <https://doi.org/10.1515/biolog-2017-0075>

Szmatona-Túri, T., Vona-Túri, D., Urbán, L., Magos, G. 2018a: Effect of Grazing Intensity on Diversity of Ground-dwelling Spiders of Grassy and Shrubby Habitats. Acta Zoologica Bulgarica 70(2): 195–202.

Hivatkozott jogszabályok és rendeletek

13/2001. (V. 9.) KöM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről.

Internetes források

http1: <https://njt.hu/jogszabaly/2001-13-20-66>

http2: <https://termeszetvedelem.hu/kereso/vedett-fajok/?magyarnev=&latinnev=&nagykateg=&nagykateglatin=&kiskateg=P%25C3%25B3kok%2B%2528rend%2529&kiskateglatin=&ertek=&ev=&fokvedev=&melleklet=&directive=&agreement=&orderby=magyarnev&order=asc&type=vedett-fajok&clicked=1>

http3: <https://www.iucnredlist.org/species/6790/12806270#assessment-information>

Rare and threatened spider species in the Natura 2000 habitats of the Mátra Mountains in Hungary and possible strategies of their conservation

T. SZMATONA-TÚRI¹, D. DREDOR^{1,2}, D. VONA-TÚRI³

¹ ÉASZC Matra Forestry Tech, Vocational School and College
3232 Mátrafüred, Erdész u. 11,
e-mail: turitunde79@gmail.com

² Hungarian University of Agriculture and Life Sciences,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1. e-mail: dredor.dominik@gmail.com

³ Detki Sándor Petőfi Primary School, 3275 Detk, Árpád u, 3. e-mail: turidiana@gmail.com

Keywords: Sár-hegy Nature Reserve, nature conservation treatment, mowing, habitat mosaic

The main objective of this paper is to report the rare and endangered spider species and the methods of their conservation in the Natura 2000 habitats of the Mátra Mountains, Hungary. Sampling was carried out between 2007 and 2023 at 66 sampling sites, including habitats treated and untreated by shrub control, grazing and mowing. In 45 of these habitats 9 protected and 6 rare spider species were recorded. We conclude that our results showed a high number of rare and endangered spider species, reflecting the importance of Natura 2000 habitats for spiders in the Mátra Mountains. In addition, as spider species respond differently to management and vegetation succession, landscape management need to be better coordinated to maintain habitat mosaics.

*A műre a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.*

*This work is licensed under a
Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.*



Study of *Trifolium angulatum* (Waldst. et. Kit.) phytomass in Karcag

KRISZTINA VARGA^{1*}, CSILLA BOJTÉ¹, ISTVÁN CSÍZI¹, ANDRÁS HALÁSZ², DOMINIK NAGY²

¹ Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Research Institute of Karcag,
5300, Karcag, Kisújszállási street 166.; e-mail: var8139@uni-mate.hu;

² Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute of Animal Husbandry Sciences,
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

Keywords: short-lived clover; extensive grassland; green yield; dry matter yield; protein

Abstract: Our studies were conducted at the Hungarian University of Agricultural and Life Sciences in Karcag, where in 2023, due to favourable precipitation and temperature conditions, we had the opportunity to study the phytomass yields of a massively reproducing annual *Trifolium* species in a saline soil condition. Yield measurements (green yield, hay yield, crude protein yield, dry matter yield) showed that in all cases higher yields were measured in the *Trifolium angulatum*-covered grassland than in the control grassland, and statistical analysis showed a close correlation in all cases. Through our studies, we aimed to provide new data on the specific floristic events in environmentally managed grassland in the Pannonian Basin from a farmer's perspective.

Introduction

The short-lived clover fluctuation event is a floristic wonder of the Carpathian Basin's solonchak salt meadows. This is essentially the mass emergence of annual, salt-tolerant, lime-avoiding *Trifolium* species (Matus, 2012), with up to 60-80% cover. Local farmers' saying this is a "meadow turmoil" (Vinczeffy, 1993). It also projects the emergence of a highly valuable ruminant fodder base, which has always been regarded as 'good fattening pasture' (Dorner 1923; Molnar & Csizi 2015).

According to Baskay-Toth (1962), *T. angulatum* is the most widespread and the most prolific annual *Trifolium* species that cause short-lived clover fluctuation. Since several species of short-lived clovers sometimes occur in the same area, we should mention the reversed clover (*T. retusum* L.), the upright clover (*T. strictum* L.), the slender hop clover (*T. micranthum* Viv.), the knotted clover (*T. striatum* L.) and the bird's-foot clover (*T. ornithopodioides* (L.) Sm.). In general, short-lived clovers are described by their ability to exploit the scarce water resources of extreme hard, saline soils, their very short growing season, flowering in mid-May and setting seed by June. They are also very sensitive to frost, and after a mild, rainy winter, a short-lived clover fluctuation can be expected; in the Pannonian flora, this phenomenon can occur every 3-4 years, according to Thaisz (1893), based on many years of observations. According to Molnar (2014), the mass emergence of *Trifolium* sp. is highly dependent on the weather, and under favorable climatic conditions abundant phytomass yields can be expected.

The periodicity of short-lived clover fluctuation can be overridden by climate change, phenomena that seem natural and constant can change and disappear. Elias

et al. (2020) published that the floristic treasures of Pannonian Basin might disappear due to reduced habitats and living conditions. This includes short-lived clovers. The cenological recording of *Trifolium angulatum* is a scientific event beyond the Carpathian Basin. Kessler reported (2014) about a *T. angulatum* habitat in the Loire region, and Tallon mentions (2014) *T. angulatum* recorded in Nimoise as a rare element of the French flora. Also noteworthy is Raabe's manuscript (2015) reporting the discovery of *T. angulatum* in north-eastern Burgenland, indicating that this plant species is not recorded in modern Austrian floristics. The westward spread of the species could be a separate research direction.

In the floristic monitoring of Hungary, *T. angulatum* is listed as an important character species in the associations dominated by *Festuca pseudovina* (Hack.) (Penksza et al 1999; Herczeg et al. 2006). For this reason, it is also essential that *T. angulatum* is present in the seed bank of natural grassland soils (Tóth et al. 2022) and in high biodiversity grass seed mixtures (Valkó et al. 2016). Diaz and Csizi (2019) achieved a significant increase in *T. angulatum* cover with 20 t/ha of composted sheep manure applied to extensive grassland.

The objective of our manuscript is to refine the quantitative and qualitative data on the phytomass yield resulting from the mass emergence (short-lived clover fluctuation) of *Trifolium angulatum* in the habitat and in this particular season we studied.

Materials and Methods

The trial was carried out at the research site in MATE Nagykunsági Tájtermesztési Ltd. (Cataster No-01712), where a typical "short-lived clover fluctuation" (Figure 1.) occurred in spring 2023. The control area is situated at the same field.

Both the area affected by the short-lived clover fluctuation and the control area is *Achilleo-Festucetum pseudovinae* (Soó (1933) 1947 corr. Borhidi 1996)) association, with an elevation of 91-92 m. The soil type is medium meadow solonyec (Table 1). Basic soil analysis was carried out by the accredited laboratory of the MATE Research Institute in Karcag in 2022.



Figure 1. *Trifolium angulatum* with clipping frame (Photo by Krisztina Varga)

Table 1. Soil characteristics results for the study area (Karcag, 2022)

| Parameter | Unit | Value |
|------------------------------------|--------|--------|
| pH (KCl) | | 4,475 |
| Soil plasticity of Arany (K_A) | | 44 |
| Total water soluble salts | (m/m)% | 0,03 |
| Carbonic acid. Lime | (m/m)% | 0,05 |
| Humus | (m/m)% | 3,975 |
| (Nitrate+nitrite)-N | mg/kg | 2,325 |
| Phosphorus pentoxide | mg/kg | 84,5 |
| Potassium oxide | mg/kg | 309,25 |
| Sodium | mg/kg | 569,5 |
| Magnesium | mg/kg | 533 |
| Sulphate sulphur | mg/kg | 14,175 |
| Zinc | mg/kg | 3,75 |
| Copper | mg/kg | 10,5 |
| Manganese | mg/kg | 324,25 |

The 50-year average precipitation of the area is 503 mm. Monthly precipitation and temperature data were provided by the meteorological station of the National Meteorological Service at the Karcag Research Institute (Table 2). Vinczeffy (1993) categorized the nature of the seasons, specifying that the optimum climate index is 0.200-0.250 mm/°C. The climate index by month was established on the basis of his calculations and then the nature of the months was classified into the categories he provided (Table 2). The following formula was used to determine the climate index of the months:

$$\text{Climate index } \left(\frac{\text{mm}}{^{\circ}\text{C}} \right) = \frac{\text{Monthly precipitation sum (mm)}}{\text{Monthly mean temperature } (^{\circ}\text{C}) \times \text{number of days of the month}}$$

Table 2. shows that the temperature and precipitation conditions in November-December 2022 and January 2023 created the conditions for a perfect short-lived clover fluctuation season.

Table 2. Climatic data of the experiment (Karcag October 2022 - May 2023)

| Month | Monthly mean temperature ($^{\circ}\text{C}$) | Monthly precipitation sum (mm) | Climate index ($\text{mm}/^{\circ}\text{C}$) | Type of Month |
|----------------|---|--------------------------------|--|---------------|
| 2022. October | 12,54 | 2,8 | 0,007 | desert |
| 2022. November | 6,48 | 36,9 | 0,190 | mesic |
| 2022. December | 2,46 | 81,1 | 1,063 | heavy rain |
| 2023. January | 4,30 | 60,1 | 0,451 | heavy rain |
| 2023. February | 2,60 | 6,8 | 0,093 | drought |
| 2023. March | 7,40 | 34,5 | 0,150 | slightly dry |
| 2023. April | 9,50 | 39,7 | 0,139 | slightly dry |
| 2023. May | 16,54 | 49,9 | 0,097 | drought |

In our study, we compared the vegetation structure of the short-lived clover fluctuation area with that of a saltmarsh grassland with the same growing conditions. In the study area, the plant population was measured using the Balázs quadrat method (1949). In the experiment, the phytomass was clipped at 8-8 random, representative sampling points, covering an area of 1-1 square metre, with a 5 cm residual height, and the green mass and hay yields (kg/ha) of the plots were determined. Plant samples from the plots were analysed at the MATE accredited ÖVKI Environmental Analytical Laboratory (plant analysis report number: n0889-n0928-2023), from which dry matter yield and crude protein yield (kg/ha) were calculated.

The data were recorded in Microsoft® Excel. Descriptive statistics and one-point analysis of variance were used to evaluate the data. P values at 95% significance level were used to evaluate the results.

Results

Phytocoenological monitoring

The cover of the different plant species was assessed in the grassland area under study and the average values are shown in Table 3. First of all, we would like to emphasise that *Trifolium angulatum* had a significant cover value in the control area, but we considered as a guideline the finding of Baskay-Tóth (1962) that a cover of around 80% is typical for short-lived clovers during mass emergence. No uncovered patches were observed in any of the areas. We recorded 8 plant species in the control grassland and only 5 plant species in the short-lived clover grassland. In the control area we recorded *Festuca rupicola* (Heuff.), *Plantago lanceolata* (L.), *Vicia tetrasperma* ((L.) Schreb.) with low cover, while in the short-lived clover grassland we did not find any of them.

In both surveyed areas, we observed a high piling of *Trifolium angulatum*. On average, the cover ranged from 31.28 to 62.50% in the control grassland, while in the short-lived clover grassland it ranged from 81.28 to 87.50%. This high percentage of cover was 66.28% higher in the short-lived clover grassland area compared to the control site. By variance analysis, it was found that cover was higher in the short-lived clover grassland area (p-value: 9.36E-07).

Festuca pseudovina, as the dominant plant species in the area, showed moderate cover values in both areas. The cover ranged from 1.56-18.75% in the control grassland area and only 1.56-3.13% in the short-lived clover grassland area (p-value: 0.0003).

The cover of *Alopecurus pratensis* (L.) was 15.63-50% in the control grassland area and 74.99% in the short-lived clover grassland area (p-value: 0.001).

The cover of *Poa pratensis* (L.) was similar in both areas, with cover values ranging from 1.56-9.38% (p-value: 0.61).

Podospermum canum (C.A. Mey.) cover was also low in both areas. Cover values ranged from 0-9.38% in the control grassland and from 1.56-6.25% in the short-lived clover grassland (p-value: 0.10).

Table 3. Average vegetation cover of the study areas (Karcag, 2023)

| Average cover (%) | Control field | Short-lived clover (<i>Trifolium angulatum</i>) |
|-----------------------------|---------------|--|
| <i>Alopecurus pratensis</i> | 23,44 | 5,86 |
| <i>Festuca pseudovina</i> | 12,11 | 2,15 |
| <i>Festuca rupicola</i> | 2,15 | 0,00 |
| <i>Plantago lanceolata</i> | 0,78 | 0,00 |
| <i>Poa pratensis</i> | 5,27 | 4,49 |
| <i>Podospermum canum</i> | 4,88 | 2,74 |
| <i>Trifolium angulatum</i> | 50,98 | 84,76 |
| <i>Vicia tetrasperma</i> | 0,39 | 0,00 |

Results of Yield measurement

Four types of yield indicators were tested in our experiment: green yield, hay yield, crude protein yield, dry matter yield, the average values of which are illustrated in Figures 2-5. The measurements showed that in all cases, higher yields were measured in the short-lived clover fluctuation grassland than in the control grassland.

The green yields for the samples taken from the short-lived clover fluctuation area were between 21 600 and 26 000 kg/ha, while for the control grassland the yields were between 7 113 and 21 107 kg/ha. On average, the green yields of the short-lived clover fluctuation grassland samples were 58.64% higher than those of the control grassland samples. Statistical analysis of variance showed a strong correlation (p-value 7.10E-07).

For the short-lived clover fluctuation grassland, the hay yield was 5 600-9 200 kg/ha, while for the control grassland it was 2 312-6 489 kg/ha. Thus, the average hay yield of the short-lived clover fluctuation grassland was 55.58% higher than that of the control grassland. Statistical analysis of variance showed a strong correlation (p-value: 2.25E-06).

The crude protein yield was 12.56-21.00 kg/ha for the short-lived clover fluctuation grassland and 3.31-11.81 kg/ha for the control grassland. The average crude protein yield of the short-lived clover fluctuation grassland was 42.87% higher than that of the control grassland. Statistical analysis of variance showed a strong correlation (p-value: 4.72E-05).

Dry matter yields of 6,363.64-10,747.66 kg/ha were measured for the short-lived clover fluctuation grassland, while for the control grassland the yields were 2615.2-7290.57 kg/ha. On average, the dry matter yield of the short-lived clover fluctuation grassland was 56.03% higher than that of the control grassland. Statistical analysis of variance showed a strong correlation (p-value: 2.10E-06).

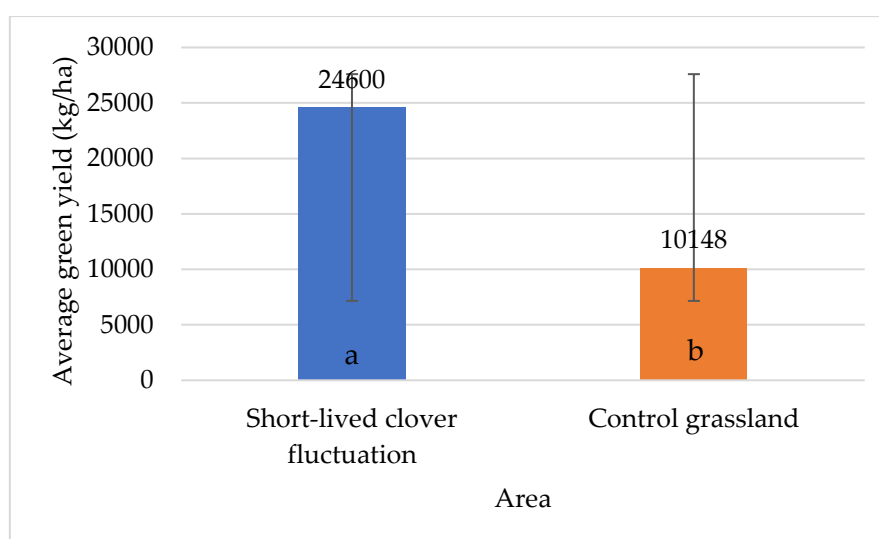


Figure 2. Average green yield in the surveyed grassland area (Karcag, 2023).

Note: a: significant, b: not significant

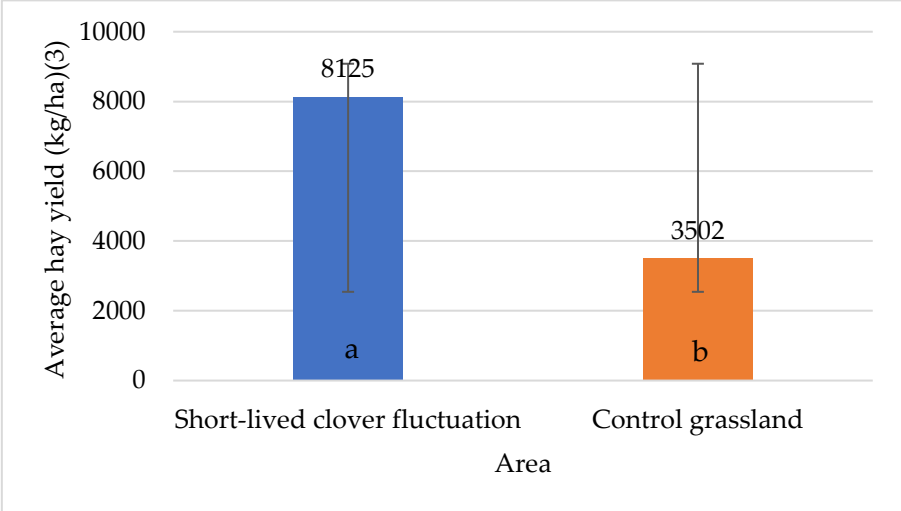


Figure 3. Average hay yield in the surveyed grassland area (Karcag, 2023)
Note: a: significant, b: not significant

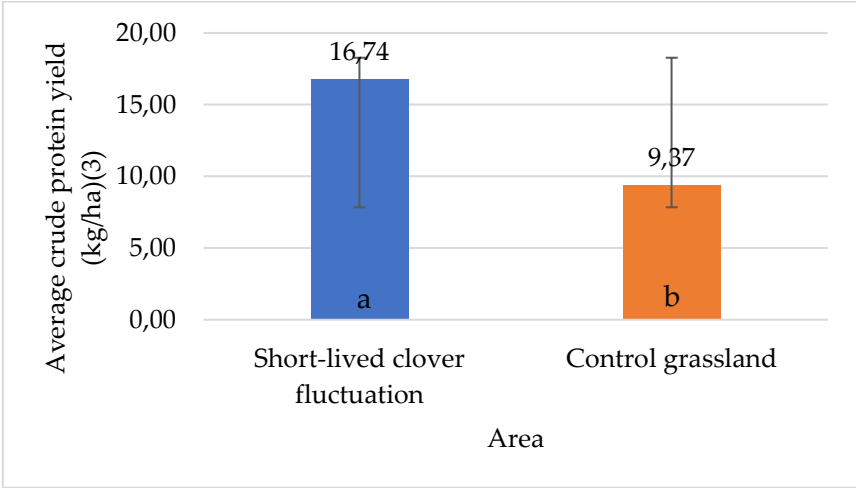


Figure 4. Average crude protein yield in the surveyed grassland area (Karcag, 2023)
Note: a: significant, b: not significant

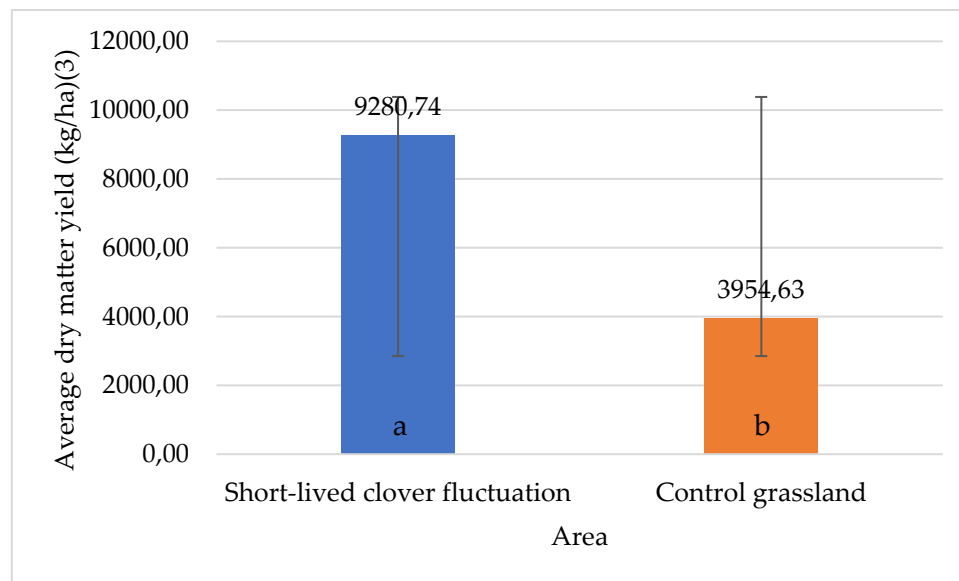


Figure 5. Average dry matter yield in the surveyed grassland area (Karcag, 2023)

Note: a: significant, b: not significant

Discussion

Our studies clearly showed that the mass emergence of *Trifolium angulatum* in the plant structure of the *Achilleo-Festucetum pseudovinae* grass association resulted in a verified increase in all yield indicators tested.

In judging our results, however, it should be taken into account that in the case of grasslands with Solonyec soil conditions, the traditional four-yearly (Thaisz 1893, Baskay-Tóth 1962) brome borealis may be a memory of the past. We have observed over many years that although annual sturgeon species develop after a mild, wet winter, their development stalls in the early spring drought, and their stem height does not reach the minimum mowing height.

The browse is nature's gift to extensive grassland farmers, who have access to high quality fibre fodder and, thanks to the preserved phytomass, buffering potential for leaner years (Csizi & Monori 2012).

The seed supply of the so-called hard-seeded annual *Trifolium* species in the upper layer of the grassland has the potential to create a browse-induced browse through possible input inputs to extensive grassland (nutrient recycling, irrigation) (Diaz & Csizi 2019).

Conclusion

For farmers on extensive grassland with poor conditions, meeting the fibre feed needs of their ruminant livestock is a constant challenge. The anomalies of climate change, combined with the strict limits of environmental subsidies, clearly make it even more

difficult to collect the necessary fodder base. The exploitation of the site-specific floristic phenomenon of the natural grasslands of the Solonyec soil, the bryophyte, is a key task from an economic point of view. On the other hand, a research perspective could be to study the echinoderm as thoroughly as possible, to explore its induction potential and to compare the yields of *Trifolium* species causing this fluctuation.

References

- Balázs F. 1949: A gyepek termésbecslése növénycönológia alapján. Agrártudományok, 1: 25–35.
- Baskay-Tóth B. 1962: Legelő- és rétművelés. Mezőgazdasági Kiadó, pp. 131–132.
- Csizi I., Molnár Z. 2015: Természetkímélő gazdálkodás szikesen. MTKH, MTA ÖK, Csákvár–Vácrátót, p. 92.
- Csizi I., Monori I. 2012: A juheltartó képesség alakulása az AKG keretei között. Állattenyésztés és takarmányozás, 613: 285–293.
- Dorner B. 1923: Rétek és legelők művelése és termésfokozása. Athenaeum Irodalmi és Nyomdai Résvénytársulat kiadása és nyomása. p. 360.
- Eliášjun, P., Dítě, D., Dítě, Z. 2020: Halophytic vegetation in the Pannonian Basin: Origin, syntaxonomy, threat, and conservation. Handbook of Halophytes: From Molecules to Ecosystems towards Biosaline Agriculture, pp. 1–38. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-17854-3_11-1
- Fernández, D. D., Csizi, I. 2018: The effect of compost made of sheep manure on the first cut of a semi-natural grassland. Acta Agraria Debreceniensis, 75: 25–29. DOI: <https://doi.org/10.34101/acta-agrar/75/1641>
- Herczeg, E., Malatinszky, Á., Kiss, T., Balogh, Á., Penksza, K. 2006: Biomonitoring studies on salty pastures and meadows in South-East Hungary. Tájökológiai Lapok/Journal of Landscape Ecology, 4(1): 211–220.
- Kessler, F. 2014: Sur l'observation récente de *Trifolium angulatum* Waldst. et Kit. dans le département de la Loire 42. Le Journal de botanique 671: 3–8. DOI: <https://doi.org/10.3406/jobot.2014.1319>
- Matus G., Papp M. 2012: Propagulum helyettesítők fejlesztése és alkalmazása a magbank kialakulását befolyásoló tényezők vizsgálatára. OTKA Kutatási Jelentések, p. 24.
- Molnár, Z. 2014: Perception and management of spatio-temporal pasture heterogeneity by Hungarian herders. Rangeland Ecology & Management 672: 107–118. DOI: <https://doi.org/10.2111/REM-D-13-00082.1>
- Penksza K., Kapocsi J., Engloner A. 1999: A *Trifolium subterranei*-*Festucetum pseudovinae* ass. nov. cönológiai vizsgálata. Crisicum: A Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság Időszaki Kiadványa, 67–83.
- Raabe, U. 2015: Der Winkel-Klee *Trifolium angulatum* in Österreich, nebst Notizen zum Vorkommen des Kleinblüten-Klees *Trifolium retusum* und des Streifen-Klees *Trifolium striatum* im nordöstlichen Burgenland. Neilreichia, 7: 103–117.
- Tallon, G. 1967: *Trifolium angulatum* W. et K. et *Ranunculus lateriflorus* DC dans l'Isoetion de la Costière Nimoise. Bulletin de la Société Botanique de France, 1147(8): 329–331. DOI: <https://doi.org/10.1080/00378941.1967.10838365>
- Thaisz L. 1893: Az alföldi szikes legelők értékelése. Budapest-Köztelek, p. 67.
- Godó, L., Borza, S., Kelemen, A., Migléc, T., Bátor, Z., Novák, T.J., Valkó, O. 2022: Vertical distribution of soil seed bank and the ecological importance of deeply buried seeds in alkaline grasslands. PeerJ, 10, e13226. DOI: <https://doi.org/10.7717/peerj.13226>
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kirmer, A., Tischew, S., Kelemen, A., Tischew, S., Kelemen, A., Tóth, K., Migléc, T., Radócz, Sz., Sonkoly, J., Tóth, E., Kiss, R., Kapocsi, I., Tóthmerész, B. 2016: High-diversity sowing in establishment gaps: a promising new tool for enhancing grassland biodiversity. Tuexenia, 36: 359–378. DOI: <https://doi.org/10.14471/2016.36.020>
- Vinczeffy I. 1993: Legelő-és gyepegzálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest, p. 400.

Bodorkajárás (*Trifolium angulatum* (Waldst. et. Kit.)) fitomassza vizsgálata Karcagon

VARGA KRISZTINA^{1*}, BOJTÉ CSILLA¹, CSÍZI ISTVÁN¹, HALÁSZ ANDRÁS², NAGY DOMINIK²

¹Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Karcagi Kutatóintézet,
5300 Karcag, Kisújszállási út 166.;
e-mail: var8139@uni-mate.hu

²Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Állattenyésztési Tudományok Intézet,
2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.

Kulcsszavak: rövid életű lóhere; extenzív gyepterületek; zöldtermés; szárazanyaghozam; fehérje

Összefoglaló: Vizsgálatainkat a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem karcagi gyepterületein végeztük, ahol 2023-ban, a kedvező csapadék és hőmérsékleti viszonyok hatására, alkalmunk nyílt egy tömegesen felszaporodó egyéves *Trifolium* fajú, szikes talajadottságú gyepasszociáció fitomassza hozamainak tanulmányozására. A hozammérések (zöldhozam, szénahozam, nyersfehérjehozam, szárazanyaghozam) során megállapítottuk, hogy minden esetben nagyobb hozamokat mértünk a *Trifolium angulatum* borította gyepnél, mint a kontroll gyepnél, a statisztikai elemzés minden esetben szoros összefüggést mutatott. Vizsgálataink révén újabb adatokat szándékoztunk szolgáltatni a Pannon-medence környezetbarát módon hasznosított gyepein jelentkező, különleges florisztikai történésről, gazdálkodói szempontból.

A műre a Creative Commons4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
[CC-BY-NC-ND-4.0.](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)

This work is licensed under a
[Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)



Spontán élőhelyek cserje- és lombkoronaszintjének fajösszetételi elemzése a Cserhátban

ZAGYVAI GERGELY

¹ Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Környezet- és Természetvédelmi Intézet; 9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.; e-mail: zagyvai.gergely@uni-sopron.hu

Kulcsszavak: másodlagos szukcesszió, regeneráció, növényi invázió, propagulumforrás, ökológiai tényezők

Összefoglalás: Munkánk során 216 cserhádi mintaterület adataira alapulván elemeztük a spontán cserjésedés, erdősődés során kialakuló élőhelyek fásszárú fajösszetételének sajátosságait és meghatározó háttértényezőit. Értékeltek a szukcessziós folyamatokat az inváziós veszélyeztetettség és a regenerációs lehetőségek szempontjaiból. A spontán élőhelyek lombkorona- és cserjeszintjének jellemzőit, valamint a potenciális háttértényezők adatait főkomponens analízis (PCA) és kanonikus korrespondencia-elemzés (CCA) segítségével elemeztük. A felhagyott szántók és legelők cserjésedését a „töviskes” fajok (egybibés galagonya, kökény, gyepűrózsa) határozzák meg. Honos fafajokból álló erdők környezetében, ezek az élőhelyek tovább fejlődhetnek az erdők irányába a csertölgy és vadvadkörte részvételével. Főként felhagyott szőlőkben és gyümölcsösökben jellemző a vesszős fagyal és a veresgyűrű som terjedése. Az egykor termesztett fa- és cserjefajok közül az allelopátiás királydió és a gyökérsarjképzésre erősen hajlamos szilvafajták a felhagyást követően is aktív résztvevői a vegetációdinamikai folyamatoknak. Az inváziós fehér akác terjedése és erdőként való záródása jellemző szukcessziós forgatókönyve a táj felhagyott területeinek. A cserjeszint elemzése során bevont kilenc háttérváltozó közül a vegetációs környezetet leírók a legfontosabbak. Jelentős tényezőt jelent a parcellák felhagyásának kora, ami viszont nem jelenti törvényszerűen a lombkoronaszint fokozottabb záródását az idő előrehaladtával. Az erős besugárzással érintett, meredek, száraz termőhelyeken a cserjésedés és erdősődés gátolt, élőhelyet kényszerítve a tájban ritka, értékes színezőelemet jelentő cserjefajok (pukkanó dudafűrt, sóskaborbolya, varjú-tövis benge, jajoróza) számára.

Bevezetés

Magyarországon az utóbbi évtizedek tájhasználati változásainak következtében nagy mennyiségben kerültek paragra korábban művelt mezőgazdasági területek. A 20. század második felében felgyorsuló felhagyási folyamatok háttérében a csökkenő és elöregedő népesség, valamint a mezőgazdaságra támaszkodó életforma teljes átalakulása áll. A felhagyott szőlőkben, legelőkön, kaszálókon, szántókon megindult a másodlagos szukcessziója, ami ideális esetben az adott területre jellemző potenciális természetes növénytársulás felé tart, a valóságban ezt a regenerációt azonban számos gátló tényező akadályozza.

A nemzetközi és magyarországi szakirodalom jelentős része a másodlagos szukcesszió témakörén belül elsősorban a gyepek vegetációdinamikájával foglalkozik (Ilyés & Bölöni 2007, Bartha & Molnár 2008, Albert et al. 2014).

Kevés hazai kutatás foglalkozik célirányosan a spontán cserjésedéssel, erdősődéssel (Jakucs 1972, Csontos & Tamás 2005, Bartha & Molnár 2008, Zagyvai et al. 2012, Schmotzer 2016, Zagyvai 2016). A kérdéskör a kutatások többségében csak a kapcsolódó tudományterületek (tájtörténet, társulástan, florisztika, élőhelyterképezés, természetvédelem, erdészet) mellékszálaként jelenik meg (Nagy 2003, Tóth 2004, Molnár et al. 2007), így alaposabb tanulmányozása indokolt.

A felhagyott területek spontán erdősődése nemcsak Magyarországon, hanem Európa számos országában (pl. Franciaország, Spanyolország, Olaszország) jellemző (Barbati et al. 2011). A folyamat Kelet-Európában az 1990-es évektől vett nagyobb lendületet, elsősorban a gyepgazdálkodás átalakulásának köszönhetően (Alexander et al. 2012). A nemzetközi szakirodalom beszámol a biodiverzitás növelése szempontjából előnyös szukcessziós forgatókönyvekről (Whisenant 2005, Adamowski & Bomanowska 2011).

Schmotzer (2016) a cserjésekről és szegélytársulásokról ad átfogó társulástani és élőhelyosztályozási áttekintést közép-európai kitekintéssel, amit a természetvédelmi kezelések kérdéseire kitérve esettanulmányokkal egészít ki. A kutatások egy része a gyep és a fásszárú növényzet közötti összefüggésekre, dinamikára koncentrált (Jakucs 1972, Olff et al. 1999, Teleki et al. 2019).

Kutatásunk során arra kerestük a választ, hogy a kiválasztott cserhádi mintaterületeinken a spontán cserjésedésnek, erdősődésnek milyen háttértényezői vannak, milyen fajösszetétellel jellemezhető a szukcesszió a fásszárú fajok szempontjából, kitérve az inváziós (Tiborcz et al. 2019) és regenerációs (Zagyvai 2016, 2020) folyamatok esélyeire. A szukcessziós folyamatok értékelése azért is fontos feladat, mivel a spontán cserjések és erdők megítélése kettős: visszaszorítandó és megőrzendő élőhelyeket egyaránt jelenthetnek. Jelen esetben az élőhelyek értékelésére cserje- és lombkoronaszintjük jellemzői alapján vállalkoztunk.

A több kistáj találkozásánál fekvő cserhádi mintaterület jól reprezentálja azokat az alacsony hegyvidékeinkre és dombvidékeinkre jellemző tájtípusokat, amelyekben nagy mennyiségű, változatos földhasználati múlttal rendelkező mezőgazdasági terület került felhagyásra az elmúlt időszakban. A felhagyási folyamat háttérében egymással összefüggő társadalmi, demográfiai, gazdasági folyamatok állnak.

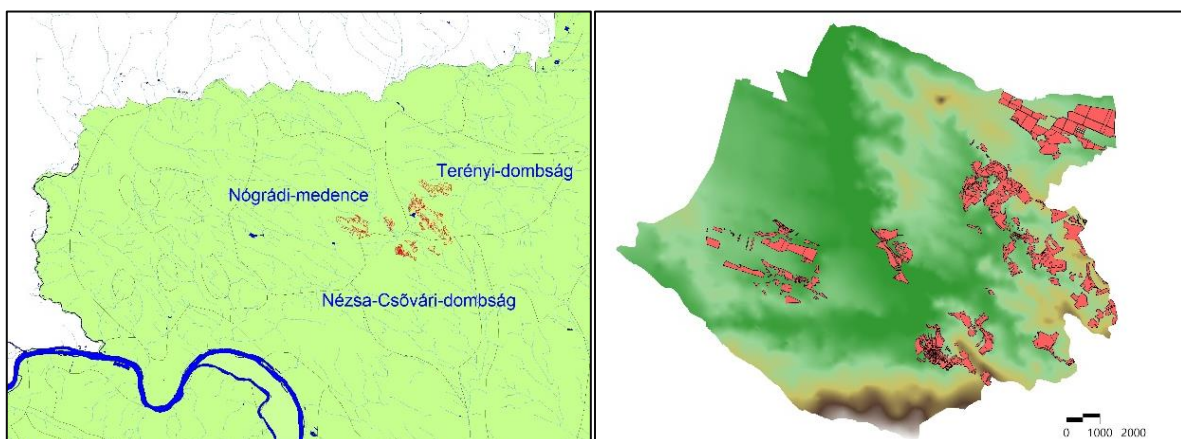
Anyag és módszer

Mintaterületeink a Nézsa–Csővári-dombság, a Terényi-dombság, valamint a Nógrádi-medence találkozásánál fekszenek (Dövényi 2010) (1. ábra). A terület nagy része tagolt, változatos felszínű dombvidék, még a Nógrádi-medence vizsgált része is völgyekkel tagolt medencedombságnak tekinthető. A Nézsa–Csővári-dombság, a Terényi-dombság és a Nógrádi-medence éghajlata egyaránt mérsékeltlen hűvös-mérsékeltlen száraz (Halász 2006, Dövényi 2010). A tagolt domborzati viszonyok mindhárom érintett kistájban változatos mikroklíma-mintázat kialakulását tették lehetővé (Láng 1967).

Alapközetként a következő üledékes kőzetek a meghatározóak: dachsteini mészkő, homokkő, homok, agyag, agyagmárga, kavics, lösz (Láng 1967, MÁFI 2005). A mintaterület legelterjedtebb talajtípusa az agyagbemosódásos barna erdőtalaj és a Ramann-féle barna erdőtalaj. Jelentős részben a korábbi emberi használat (szőlőművelés) következtében jöttek létre a területen több foltban elhelyezkedő földes kopárok (Zagyvai 2008).

A mintaterület legjellemzőbb potenciális természetes erdőtársulása a cseres-kocsánytalan tölgyes. A dombok É-ÉK-i oldalán gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, a nagyobb besugárzású domboldalakon mész- és melegkedvelő tölgyesek, valamint bokoredők jelenthetik a potenciális természetes erdőtársulásokat. A szélesebb patak völgyekben gyertyános-kocsányos tölgyesek, a kisebb vízfolyások mentén égerligetek, puhafás ligeterdők képezik a potenciális vegetációt (Zólyomi 1989, Molnár et al. 2007).

A mintaterületek előzetes körülhatárolása az 1990-es évek elején felújított 1:10 000 méretarányú topográfiai térképek és a FÖMI által 2005-ben készített ortofotók jellemző határvonalainak egymásra rajzolásával történt. A topográfiai térkép a vizsgált parcellák térképezéséhez kellően részletes, a rajta ábrázolt parcellahatárok a területek felhagyása esetén, évtizedekkel később is felismerhetőek a terepen. A helyszíni bejárást megelőzően az ortofotók elkülöníthetővé tették a gyepeket a különböző borítású és szerkezetű cserjésedő, erdősődő területektől. Szerkezeti jellemzőkön kívül az ortofotókon láthatóak az egymástól határozottabban különböző fafajok állományai (pl. fehér akác, fenyőfajok) és a természetvédelmi szempontból özönfajként viselkedő, a természetes szukcessziós folyamatokat helyenként gátló siskanád által borított területek is. A jellemző határvonalakat tartalmazó „vaktérképen” felismerhetővé váltak azok a felhagyott területek, amelyeket célzottan felkeresve a spontán vegetációfejlődés jellemzői, meghatározó tényezői feljegyzésre kerültek.



1. ábra. A mintaterületek elhelyezkedése
Figure 1. Location of sample areas

A terepi vizsgálatokba bevont, felhagyott parcellák felvételezése során felvetett adatok és információk (kiemelve azon változók, amelyeket a jelen tanulmány elemzéséhez felhasználtunk):

- Felhagyást megelőző földhasználat (amennyiben van ráutaló terepi jel)
- Felhagyás becsült ideje (amennyiben van ráutaló terepi jel)
- Talaj erodáltsága (szöveges jellemzés)
- **Vízgazdálkodás, többletvízhatás** (szöveges jellemzés)
- Bolygatás (pl. égetés, legeltetés, szemétlerakás, talajsebek, vad tevékenysége)
- Lombkoronaszint mintázata (szöveges jellemzés)
- **Lombkoronaszint borítása (%)**
- **Lombkoronaszint fajtái, tömegességük** – A fajok különböző méretű parcellákon történő pontos borításbecslés nehezen kivitelezhető, ezért a tömegesség becsülésére négyfokozatú ordinális skálát használtunk, melyhez hozzávetőleges százalékos értékeket is rendeltünk. A növényzeti szintek alacsony borítása esetén a becsült skálaértékek súlyozottan kiemelik a komponens fajok közötti tömegességi különbségeket (1 – ritka – 0,5 % alatt, 2 – szórványos – 0,5 – 5 %, 3 – gyakori – 6 – 20 %, 4 – tömeges – 20 % felett).
- Cserjeszint mintázata (szöveges jellemzés)
- Cserjeszint borítása (%)
- **Cserjeszint fajtái, tömegességük** (1 – ritka – 0,5 % alatt, 2 – szórványos – 0,5 – 5 %, 3 – gyakori – 6 – 20 %, 4 – tömeges – 20 % felett)
- **Gyepszint borítása (%)**
- **Tömeges, jellemző fajok és özönnövények, tömegességük** (1 – ritka – 0,5 % alatt, 2 – szórványos – 0,5 – 5 %, 3 – gyakori – 6 – 20 %, 4 – tömeges – 20 % felett)
- Élőhely általános jellemzése, megjegyzések, egyéb információk
- **Propagulumforrások, szomszédosság, környezet jellemzése**

Az adatfeldolgozás során felhasznált változók és képzésük:

- Kor (KOR) – A kor „év” pontossággal került meghatározásra, térképek, légifotók, személyes közlések alapján. Legtöbb esetben, a rendelkezésre álló adatforrások közötti, változó nagyságú intervallumok középértékeivel számoltunk.
- Felhagyást megelőző földhasználat (térképek, légifotók, személyes közlések, terepi tapasztalatok alapján)
- Lombkoronaszint borítása (LKSZ) (%) (A lombkoronaszint borítását 20 %-ig százalékonként, e felett 5 százalékonként becsültük. Minimális borítás esetén a 0,5 százalékkal számoltunk)
- Lombkoronaszint fajainak tömegessége (1 – ritka – 0,5 % alatt, 2 – szórványos – 0,5 – 5 %, 3 – gyakori – 6 – 20 %, 4 – tömeges – 20 % felett)
- Cserjeszint fajainak tömegessége (1 – ritka – 0,5 % alatt, 2 – szórványos – 0,5 – 5 %, 3 – gyakori – 6 – 20 %, 4 – tömeges – 20 % felett)
- Siskanád tömegessége (CALAMA) (1 – ritka – 0,5 % alatt, 2 – szórványos – 0,5 – 5 %, 3 – gyakori – 6 – 20 %, 4 – tömeges – 20 % felett)

- Lejtfolk (LEJT) és besugárzás (SUG) – Digiterra Map v3 programmal digitalizált szintvonalakból, ArcView GIS 3.2 és Surfer 7.0 programokkal alkottunk digitális domborzatmodellt, mely alapján a parcellák lejtfoka és a besugárzás mennyisége, megállapításra került. Mindkét tényezőt ordinális skála értékeivel jellemeztük. (Lejtfolk: 1 – 5 % alatt, 2 – 5 – 12 %, 3 – 12 – 17 %, 4 – 17 – 25 %, 5 – 25 - %. Besugárzás: 1 – kicsi, 2 – átlagosnál kisebb, 3 – átlagosnál nagyobb, 4 – nagy).

Négyfokozatú ordinális skálán jellemeztük a vizsgált parcellák 200 méteres (táji) környezetében jelenlévő, propagulumforrásként szolgáló fás és cserjés élőhelyek csoportjait, becsülve és súlyozva a közvetlen határhelyzet jelentőségét és a vonatkozó élőhelyek kiterjedését.

- Gyümölcsösök a táji környezetben (GYUM) (1 - 4)
- Tájhonos fafajú erdők a táji környezetben (ERDO) (1 - 4)
- Akácok a táji környezetben (AKAC) (1 - 4)
- Cserjések a táji környezetben (CSERJE) (1 - 4)

Az adatok statisztikai feldolgozása során PAST program segítségével főkomponens analízist (PCA) és kanonikus korrespondencia-elemzést (CCA) végeztünk. Az elemzésekbe azoknak a fajoknak az adatait emeltük be, amelyek legalább 5 (PCA, CCA – több háttérváltozó) vagy 20 (CCA – kevesebb háttérváltozó) parcellában előfordultak. A cserjeszint elemzése esetében 216, a lombkoronaszint esetében 159 parcella adatait használtuk fel. Minden parcella többletvízhatástól független termőhelyet jelentett.

A felhagyott területek vegetációdinamikájának tanulmányozásához feltétlenül szükséges a tájtörténeti előzmények részletes elemzése (Zagyvai 2008, 2016). Az évtizedekkel, évszázadokkal ezelőtti területhasználat a művelés megszűnése után is meghatározója a táj vegetációjának. Elsősorban a felhagyás óta eltelt idő (KOR) és a felhagyást megelőző földhasználat jelenti elemzésünk alapvető háttértényezőit, de fontos a tájhasználat ismerete a már felhagyott parcellák környezetében.

Eredmények

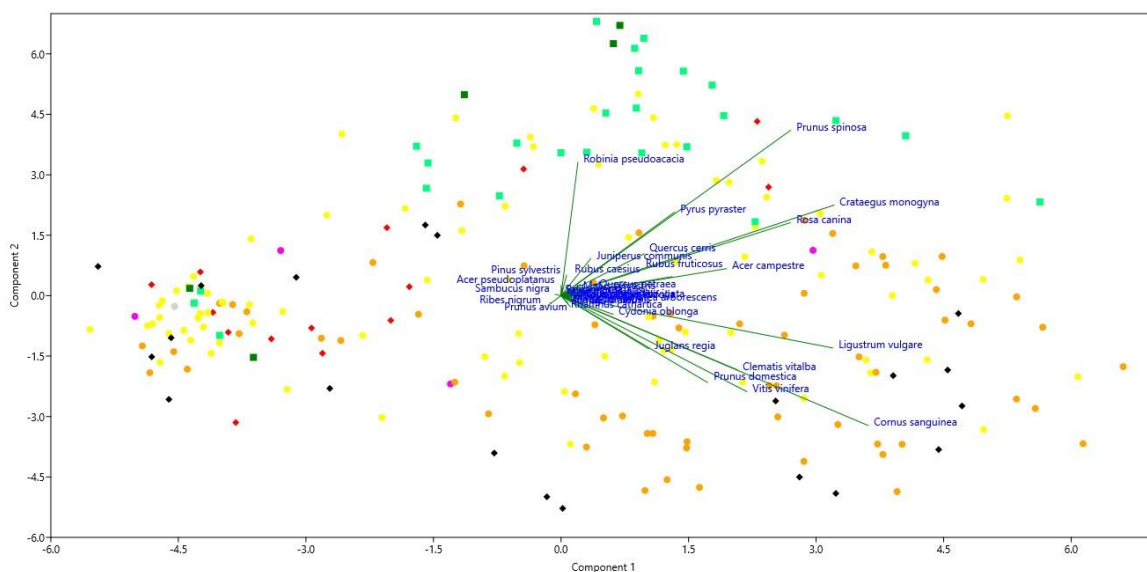
Az adatok statisztikai elemzése során kapott eredmények cserje- és lombkoronaszintre bontva kerülnek tárgyalásra, elkülönítve a különböző fajösszetétellel jellemezhető mintaterületek típusait és kiterve a mögöttük álló háttértényezőkre.

Háttértényezőként megjelennek a tájtörténeti elemzés során azonosított földhasználati típusok is, melyek nagy változatosságot mutatnak a mintaterületeken és környezetükben, tükrözve a környezeti feltételek sokféleségét. A felhagyást követő spontán cserjésedésre, erdősődésre minden művelési ág (legelő, kaszáló, szántó, szőlő, gyümölcsös) esetében találunk példákat.

Cserjeszint

A PCA elemzés diagramja alapján egyértelműen elkülönülnek (a diagramon egy helyre koncentrálnak) a gyér cserjeszintű parcellák. A fennmaradó mintaterületek változatos módon helyezkednek el a cserjeszint összetétele és a fajok borításértékei szerint, de három fő típus egyértelműben meghatározható (2. ábra).

A domináns fajok első csoportját a töviskes cserjések cserjefajai alkotják: egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), gypűrózsa (*Rosa canina*), kökény (*Prunus spinosa*), vadkörte (*Pyrus pyraster*). Előbbi és utóbbi 2–2 faj erősebben asszociált. A csertölgy (*Quercus cerris*) és a mezei juhar (*Acer campestre*) sikeres megtelepedése a cserjeszintben elsősorban ehhez a csoporthoz köthető. Jellemzően felhagyott legelőkön a felsorolt fajok kiegészülnek a közönséges borókával (*Juniperus communis*).



2. ábra. A mintaterületek helyzete a cserjeszint adatainak főkomponens-analízise (PCA) alapján (felhagyás előtti földhasználat: szántó – sárga, szőlő – narancs, gyümölcsös – fekete, nagyüzemi gyümölcsös – piros, kaszáló – lila, legelő – világoszöld, fás legelő – sötétzöld, mezsgye, egyéb – szürke)

Figure 2. Positions of sample parcels using principal component analysis (PCA) of shrub layer data (land use before abandonment: arable – yellow, vineyard – orange, orchard – black, large scale orchard – red, meadow – purple, pasture – light green, woody pasture – dark green, verge, other – grey)

Főként felhagyott szőlőkben és gyümölcsösökben jellemző a vesszős fagyal (*Ligustrum vulgare*) és a veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*) terjedése. Az egykor termesztett fafajok közül az allelopátiás királydió (*Juglans regia*) és a gyökérsarjképzésre erősen hajlamos szilvafajták (*Prunus* spp.) a felhagyást követően is aktív résztvevői a szukcessziós folyamatoknak.

A harmadik csoportot az akácosodó területek alkotják. A felhagyott legelők erőteljesebben, a felhagyott szőlők, gyümölcsösök kevésbé veszélyeztetettek az inváziós faj terjedésével.

A cserjeszint fajösszetételének CCA elemzése alapján a bevont 9 háttérváltozó közül kiemelkednek a vegetációs környezetre vonatkozók (akácok, tájhonos fafajú erdők, gyümölcsösök, cserjések). Azoknál a kisszámú parcelláknál, melyeknek környezetében honos fafajú erdők is megtalálhatók, rendszerint akác is felfedezhető, mint a táj meghatározó jelentőségű fás élőhelytípusa. Ezzel ellentétes élőhelykomplekként körvonalazhatóak a művelt vagy még felismerhető gyümölcsösök, és a már a felhagyást követő szukcesszió közbülső stádiumában lévő cserjések különböző záródású élőhelyfoltjai. A vegetációs környezetet leíró változók mellett kiemelkedő még a felhagyás korának hatása a cserjések fásszárú fajösszetételére. A régebben felhagyott területek környezete erdősültebb, ami logikusan következik a tájszintű szukcessziós folyamatból, hiszen ezeknek az erdőknek jelentős része (főként az akácok) szintén a régebbi felhagyást követő spontán erdősödés eredményei (3. ábra).

Az előzőekhez képest alárendeltebb jelentőségű változó a siskanád (*Calamagrostis epigeios*) borítás, a lombkoronaszint borítás, a modellezett sugárzás és a lejtfook. Két utóbbi alapértelmezett módon összefügg egymással, amit a diagram is tükröz, mivel a sugárzás mértéke minden esetben jelentősen függ a lejtfooktól. A siskanád borítás értékei magasabbak a kevésbé meredek, így kevésbé erodált talajú, fiatalabb parlagokon. A fajösszetételt legkevésbé magyarázó változó a lombkoronaszint záródása. Ez a jelenség nagyrészt módszertani eredetű, mivel a minták között csak kis arányban található erősen zárt spontán erdőállományok. Záródott, honos fafajú erdők csak kis számban lelhetők fel a tájban, a zárt akácok nagyarányú bevonása pedig hozzáadott új információk nélkül növelte volna meg a terepi munka mennyiségét.

A háttérváltozók és a cserjeszint összetételének összefüggései szintén leolvashatók a CCA elemzés diagramjáról. Az akác térhódítása a cserjeszintben egyértelműen és logikusan összefügg az akácok nagy arányával a vegetációs környezetben. Az őshonos fafajokkal (*Quercus cerris*, *Quercus petraea*, *Carpinus betulus*, *Acer campestre*) történő regenerációnak feltétele azoknak az erdőknek a közelsége, melyek fajforrásként szolgálhatnak.

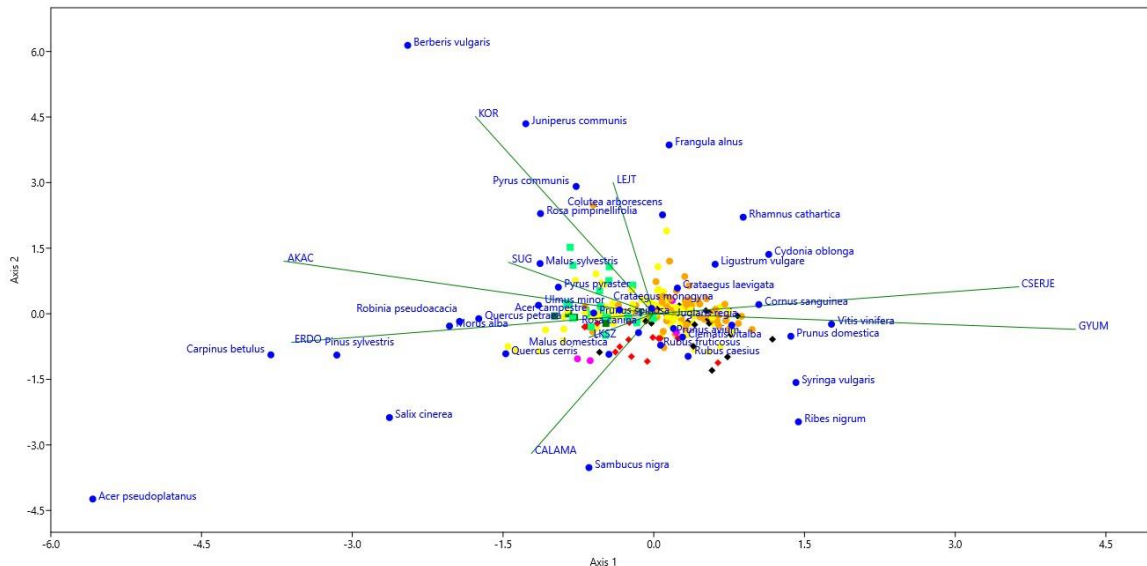
Előzetes elvárásainkat tükröző eredmény, hogy a gyümölcsösök közelében jellemző a házi szilva (*Prunus domestica*), a szőlő fajok (*Vitis* spp.), a királydió (*Juglans regia*) és a birs (*Cydonia oblonga*) terjedése. A mélyebb fekvésű, hűvösebb, üdőbb területeken, gyümölcsösök és cserjések környezetében jellemzőbb a szeder fajok (*Rubus fruticosus* agg., *R. caesius*) erőteljes megjelenése a felhagyott parcellákon.

Cserjések által uralt tájrészletekben, idősebb parlagokon, meredekebb fekvésben meghatározó jelentőségű a vegetatív úton jól terjedő vesszős fagyal és veresgyűrű som, valamint szórványosan megjelenik a varjútövis benge (*Rhamnus cathartica*) és a pukkanó dudafürt (*Colutea arborescens*).

Nagy lejtfookú, régóta felhagyott és viszonylag sok besugárzással érintett felhagyott területek cserjeszintjére jellemző a jajoróza (*Rosa pimpinellifolia*) és a közönséges boróka (*Juniperus communis*) előfordulása.

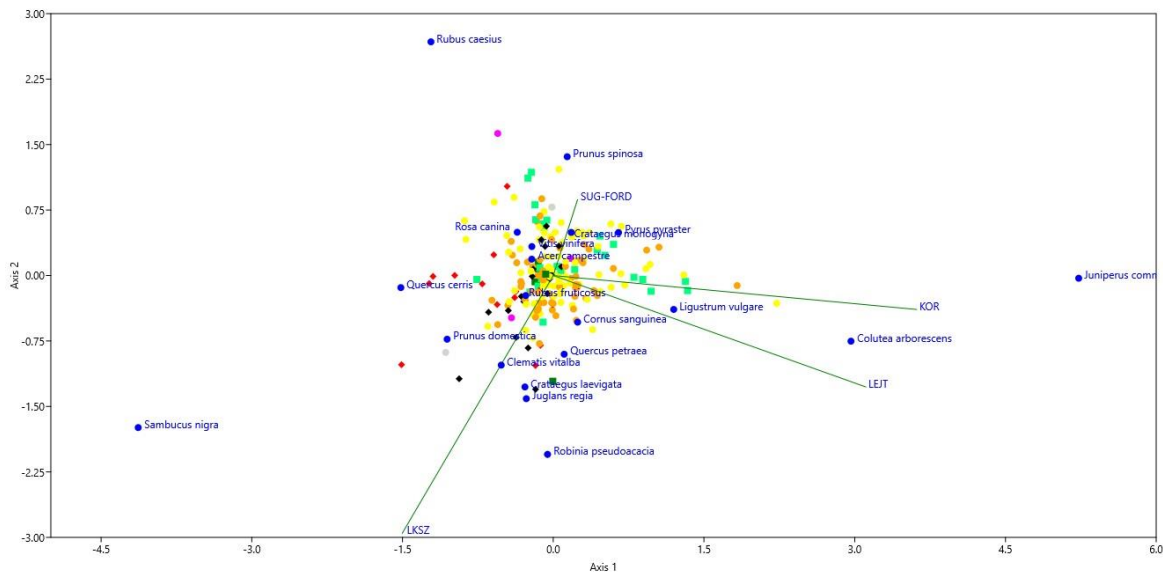
A CCA diagramról az is leolvasható, hogy a magas siskanád borítással jellemezhető parcellákon alacsony borításértékekkel jellemezhető és fajszegény cserjésedés figyelhető meg.

Elvégeztük a CCA vizsgálatot az előzőekhez képest a táji környezetre és a siskanád borításra vonatkozó háttérváltozók elhagyásával. Az elemzésben maradt változók közül a besugárzás jelentősége alacsonyabb a lombkoronaszint borításához, a lejtfokhoz és a felhagyás korához képest. A diagramról leolvasható, hogy az erős besugárzással érintett, száraz termőhelyek nem kedvezőek a lombkoronaszint záródása szempontjából. Az eredmények alapján a parcellák felhagyása óta eltelt idő nem jelenti törvénytörően a lombkoronaszint fokozottabb záródását (4. ábra).



3. ábra. A mintaterületek helyzete a cserjeszint adatainak kanonikus korrespondencia-analízise (CCA) alapján (9 háttérváltozó) (felhagyás előtti földhasználat: szántó – sárga, szőlő – narancs, gyümölcsös – fekete, nagyüzemi gyümölcsös – piros, kaszáló – lila, legelő – világoszöld, fás legelő – sötétzöld, mezsgye, egyéb – szürke) (háttérváltozók: KOR – felhagyás óta eltelt idő, LEJT – lejtfokh, SUG – besugárzás mennyisége, LKSZ – lombkoronaszint záródása, CALAMA – siskanád tippán borítása, fajforrások a parcella környezetében: ERDO – tájthonos fafajú erdő, AKAC – akácos, CSERJE – cserjés, GYUM – gyümölcsös)

Figure 3. Positions of sample parcels using canonical correspondence analysis (CCA) of shrub layer data (9 background variables) (land use before abandonment: arable – yellow, vineyard – orange, orchard – black, large scale orchard – red, meadow – purple, pasture – light green, woody pasture – dark green, verge, other – grey) (background factors: KOR – age of the abandonment, LEJT – inclination, SUG – irradiation, LKSZ – canopy closure, CALAMA – cover of *Calamagrostis epigeios*, species source around the parcels: ERDO – forests with native tree species, AKAC – *Robinia pseudoacacia* stands, CSERJE – shrublands, GYUM – orchards)

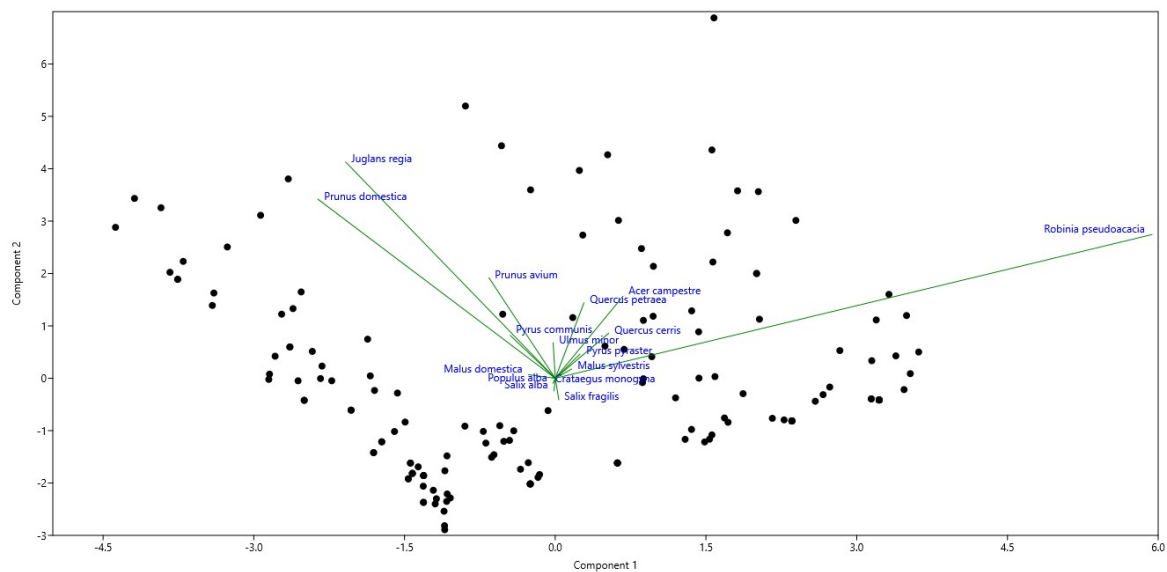


4. ábra. A mintaterületek helyzete a cserjeszint adatainak kanonikus korrespondencia-analízise (CCA) alapján (4 háttérváltozó) (felhagyás előtti földhasználat: szántó – sárga, szőlő – narancs, gyümölcsös – fekete, nagyüzemi gyümölcsös – piros, kaszáló – lila, legelő – világoszöld, fás legelő – sötétzöld, mezsgye, egyéb – szürke) (háttértényezők: KOR – felhagyás óta eltelt idő, LEJT – lejtők, SUG – besugárzás mennyisége, LKSZ – lombkoronaszint záródása)

Figure 4. Positions of sample parcels using canonical correspondence analysis (CCA) of shrub layer data (4 background variables) (land use before abandonment: arable – yellow, vineyard – orange, orchard – black, large scale orchard – red, meadow – purple, pasture – light green, woody pasture – dark green, verge, other – grey) (background factors: KOR – age of the abandonment, LEJT – inclination, SUG – irradiation, LKSZ – canopy closure)

Lombkoronaszint

Két jellemző típusa körvonalazható a felhagyott mezőgazdasági területek erdősödésének. A lombkoronaszint adatainak PCA elemzése alapján egyik legfontosabb irány az akácosodás, amely táji szinten fenyegető folyamat. Felhagyott gyümölcsösökre és környezetükre jellemző forgatókönyv, hogy a főként jól terjedő királydió és házi szilva alkotja a spontán erdőt, a többi gyümölcsfaj (pl. *Prunus avium*, *Pyrus communis*, *Malus domestica*) alárendelt szerepű. Mindkét főbb típus felé mutatnak átmenetet azok a kisebb számban megtalálható parcellák, ahol az őshonos fafajok (*Acer campestre*, *Quercus petraea*, *Quercus cerris*, *Pyrus pyraster*) is szerepet kapnak (5. ábra).



5. ábra. A mintaterületek helyzete a lombkoronaszint adatainak főkomponens-analízise (PCA) alapján
 Figure 5. Positions of sample parcels using principal component analysis (PCA) of canopy layer data

A spontán erdősödés PCA segítségével feltárt típusai mögött elsősorban az eltérő élőhelyekkel jellemezhető vegetációs környezet áll. Hasonlóan a cserjeszint adatainak elemzésénél tapasztaltakkal, a tájhozons fajokkal történő regenerációra ott mutatkozik esély, ahol a propagulumforrások rendelkezésre állnak (6. ábra).

A vegetációs környezet cserjeborítása a felvételezés időmetszetére vonatkozó változó, tehát olyan propagulumforrás, amely önmagában is a cserjésedés eredménye. A környező mozaikos cserjeborítás és a vonatkozó parcella cserjésedése párhuzamosan zajlott, tulajdonképpen kölcsönösen szolgáltak, szolgálhattak propagulumforrásként egymás számára. Ennek a viszonyrendszernek a pontos tisztázásához szükséges lenne a parcellák vegetációs környezetének részletes történeti elemzése, ami meghaladja a tanulmány kereteit. Az egykori szőlőparlagokon klonálisan terjedő veresgyűrű som és a vesszős fagyal állományok jelenléte a mozaikosan felhagyott kisparcellás, sok cserje „refúgiummal” rendelkező tájrészlet sajátosságaiiban keresendő. A szőlőket elválasztó mezsgyék, obalák fajmegőrző, fajforrás szerepét északi-középhegységi kutatásaira támaszkodva Molnár (2008a, 2008b, 2008c) is hangsúlyozza. Magyarázatul szolgálhat a veresgyűrű som-fagyal típus kialakulására az is, hogy szőlők, szántók szegélyében, környezetében a legelő jószág a válogatásával nem képes versenyelőnyt biztosítani a tuskével, tövissel rendelkező cserjefajok számára az említett két fajjal szemben. E két cserje alkotta cserjés típust Házi (2008) is azonosította a Nyugat-Cserhátban. Tapasztalatai szerint ott hűvösebb ÉK-i kitettségben volt jellemző. Mintaterületeink adatai nem igazolták a veresgyűrű som-fagyal dominancia típus kitettség szerinti elkülönülését.

A szakirodalom által (Bölöni et al. 2011) kiemelt, fontos típust alkotnak a korábbi legeltetést indikáló, közönséges borókával elegyes cserjések. A faj számára alapvető létfeltétel a fényben gazdag körülményeket biztosító vegetációs szerkezet, a záródó cserjeszinttel rendelkező vagy beerdősödő élőhelyekről a boróka kiszorul (Bartha et al. 2006).

A cserjések természetvédelmi értékelésének egyik fontos kritériuma a honos cserjefajokban való gazdagságuk (Schmotzer 2016). A száraz és félszáraz cserjések ritkább komponenseinek legfontosabb fajforrásai a táj potenciális vegetációjából a cseres-kocsánytalan tölgyesek és a fajgazdagságuk okán kiemelkedő jelentőségű melegkedvelő tölgyesek, bokorerdők. A Cserhát ezen, több kistáj találkozásánál fekvő részének sajátossága, hogy ezek a természetközeli élőhelyek nagymértékben visszaszorultak, helyüket mezőgazdasági területek és akácok vették át a történelem során. A Cserhát nyugati részén elhelyezkedő mészkőrögök (pl. Nézsa–Csóvári-dombság) még kis területen őriznek értékes mész- és melegkedvelő tölgyeseket, bokorerdőket, de a Nógrádi-medence és az Észak-Cserhát (Terényi-dombság) már erősen degradált állapotú, az eredeti tájhonos fafajú erdők nagy része eltűnt. Ennek a határhelyzetnek köszönhető, hogy egyes tipikus melegkedvelő cserjefajok még megtalálhatók a felhagyott területeken és ritka előfordulásukkal értékes színezőelemet jelentenek (pukkanó dudafürt, sóskaborbolya, varjútövis benge, jajrózsa). Ezek a fajok elsősorban azokon a parcellákon lelhetők fel, amelyeket régóta felhagytak, de edafikus okokból, főként a nagy lejtésnek és az azzal összefüggő erózióknak köszönhetően a cserjeszint nem teljesen zárt. Ezek a körülmények akadályozzák mind az inváziós akác, mind a tájhonos fajok terjedését, és szinte „konzerválják” a nyílt vegetációs szerkezetet. Ez az eredmény összhangban van Házi (2008) nyugat-cserhádi megfigyeléseivel, miszerint a pukkanó du-

dafürt visszaszorulásával párhuzamosan záródik a cserjés vegetáció. A további hasonló élőhelyigényű (melegkedvelő, szárazságtűrő) cserjefajok viszont vizsgálati parcelláinkból hiányoznak, így nem fordul elő ostormén bangita (*Viburnum lantana*), húsos som (*Cornus mas*) és bibircses kecskerágó (*Euonymus verrucosus*) sem.

A felhagyás óta eltelt idő és a cserjésedés mértékének összefüggése csupán nagy általánosságban állapítható meg. Ennek ellenére a vizsgált parcellák cserjésedési folyamatai lehetnek gyorsak és gátoltak egyaránt, így számos egyedi forgatókönyvvel és háttértényezővel kell számolnunk. Az előzőekben említett edafikus gátló okokon túl Bartha (2008) és Házi (2008) kutatásai szerint számolnunk kell a cserjék gyors betelepődését lehetővé tevő „időablak” tényezőjével is, amelynek nyitottságát a klonálisan jól terjedő füvek záródásának befolyásolásával az időjárás, a tűz, a legeltetés és az állatok túrása is szabályozzák. Sajnos ezek szerepe évtizedes visszatekintésben nehezen tanulmányozható.

A spontán cserjésedéssel, erdősődéssel kapcsolatos fontos kérdés, hogy mennyire sikeres a regeneráció a potenciális élőhelytípusok viszonylatában, megjelennek-e ezeknek az élőhelyeknek a jellemző fafajai. A cserjeszint adatait elemezve a három legfontosabb honos fafaj a vadvadkörte, a mezei juhar és a csertölgy. Utóbbiaktól eltérően a vadkörte ökológiai viselkedése – zoochor terjesztésű faj lévén – a töviskes cserjefajokhoz hasonló, előfordulási gyakorisága és tömegessége is összemérhető velük. A vadvadkörte megjelenése kevésbé függ a tájhonos fafajú erdők közelségétől, ellentétben a csertölgyvel és mezei juharral.

A cserjeszint és a lombkoronaszint adatai alapján határozottan elkülönülő felvételek az akácosodás veszélyére hívják fel a figyelmet. Az erdősödést vizsgálva az előretörő spontán akácállományok és a kultúrflóra elemeiként jó terjedőképességű szilvások és dióelegyes erdők beszűkítik a tájhonos fafajú spontán erdősödés lehetőségét a tájban, amelyet a propagulum-limitáltság tovább fokoz. Az említett két gyümölcsfafaj túlélőképességét a felhagyást követően Csontos & Tamás (2005) is megerősíti. Molnár (2008b) invázióként minősíti a királydió terjedését az Északi-középhegységben. Házi (2008) a birs szerepét emeli ki a másodlagos szukcesszióban, amelyet tapasztalataink is megerősítenek. Az akác terjedése gátolt a nagy besugárzással érintett, erodált, vékony termőrétegű parcellákon. Tölgyesek szomszédságában, kis területen szép példái is megfigyelhetők a spontán erdősödésnek, mint tájhonos fafajokkal történő regenerációs folyamatnak, ahol a cserjeszint esetében a már említett mezei juhar és csertölgy mellett a kocsánytalan tölgy is sikeresen terjed.

A cserjeszint és lombkoronaszint adatait elemezve a szukcesszió háttértényezői közül kiemelkedő a közvetlen vegetációs környezet hatása. A propagulumforrások távolságának jelentősége kapcsán már Fekete (1985) is megállapította, hogy az immigráció a propagulumforrás távolságának logaritmusával fordítottan arányos.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozok Berki Imrének, Móricz Norbertnek és Csiszár Ágnesnek a kutatásban történő közreműködésért, továbbá a kézirat elkészítésében nyújtott segítségükért.

Irodalom

- Adamowski, W., Bomanowska, A. 2011: Forest return on an abandoned field – secondary succession under monitored conditions. *Folia Biologica et Oecologica* 7: 49–73. DOI: <https://doi.org/10.2478/v10107-009-0016-z>
- Alexander, V.P., Volker, C.R., Matthias, B., Tobias, K., Daniel, M. 2012: Effects of institutional changes on land use: Agricultural land abandonment during the transition from state-command to market-driven economies in post-Soviet Eastern Europe. *Environmental Research Letters* 7(2): 024021. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/2/024021>
- Albert Á-J., Kelemen A., Valkó O., Migécz T., Csecserits A., Rédei T., Deák B., Tóthmérész B. & Török P. 2014: Secondary succession in sandy old-fields: a promising example of spontaneous grassland recovery. *Applied Vegetation Science* 17: 214–224. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12068>
- Barbati, A., Bastrup-Birk, A., Baycheva-Merger, T., Bonhomme, C., Bozzano, M., Bücking, W., Camia, A., Caudullo, G., Cienciala, E., Cimini, D., Clark, D., Cools, N., Corona, P., De Vos, B., Domínguez, G., Edwards, D., Estreguil, C., Filipchuk, A., Fischer, R., Japelj, A. 2011: State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe. In: Proceedings of the Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe. Oslo, p. 337.
- Bartha D., Bús M., Horváth, T. (szerk.) 2006: Az év fája 2005: a közönséges boróka (*Juniperus communis* L.). Sajtókiadás, p. 8.
- Bartha S. 2008: A parlagszukcesszió főbb vonásai. Hogyan kutassuk a parlagokat? In: Bartha S., Molnár Zs. (szerk.): XI. MÉTA – túra (2008. október 13–17.) túrafüzete. Kézirat, Vácrátót. pp. 23–33.
- Bartha S., Molnár Zs. (szerk.) 2008: XI. MÉTA – túra (2008. október 13–17.) túrafüzete. Kézirat, Vácrátót, p. 250.
- Bölöni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.) 2011: Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR-2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácrátót, p. 441.
- Chytrý, M. (ed.) (2007): Vegetace Česke republiky.1.Travinná a keříčková vegetáce. (Vegetation of the Czech Republic 1. Grassland and Heathland vegetation.) – Academia, Praha, p. 526.
- Csontos P., Tamás J. 2005: Tájidegen fajok által meghatározott spontán erdősődő területek növényzetének vizsgálata. *Kanitzia* 13: 69–79.
- Dövényi Z. 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, p. 876.
- Fekete G. 1985: A cönológiai szukcesszió kérdései. Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 216.
- Halász G. (szerk.) 2006: Magyarország erdészeti tájai. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest. p. 154.
- Házi J. 2008: Somló-hegy a Nyugat-Cserhátban. In: Bartha S., Molnár Zs. (szerk.): XI. MÉTA – túra (2008. október 13–17.) túrafüzete. Kézirat, Vácrátót, pp. 54–61.
- Illyés, E., Bölöni, J. (szerk.) 2007: Lejtősztyepek, löszgyepek és erdőssztyeprétek Magyarországon. Magánkiadás, Budapest, p. 236.
- Jakucs P. 1972: Dynamische Verbindung der Wälder und Rasen. Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 228.
- Láng S. 1967: A Cserhát természeti földrajza. Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 375.
- MÁFI 2005: Magyarország Földtani Térképe (1: 100 000). Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest.
- Molnár Cs. 2008a: Sár-hegy (D-Mátra – Mátraalja). In: Bartha S., Molnár Zs. (szerk.): XI. MÉTA – túra (2008. október 13–17.) túrafüzete. Kézirat, Vácrátót, pp. 34–43.
- Molnár Cs. 2008b: Hogyan tovább? Parlagszukcesszió a cserjések és az erdők irányába az Északi-középhegységben és lábánál. In: Bartha S., Molnár Zs. (szerk.): XI. MÉTA – túra (2008. október 13–17.) túrafüzete. Kézirat, Vácrátót, pp. 139–146.

- Molnár Cs. 2008c: Tállya: Patócs-hegy (Hegyalja). In: Bartha S., Molnár Zs. (szerk): XI. MÉTA – túra (2008. október 13–17.) túrafüzete. Kézirat, Vácrátót. pp. 44–52.
- Molnár Zs., Bartha S., Seregélyes T., Illyés E., Tímár G., Horváth F., Révész A., Kun A., Botta-Dukát Z., Bölöni J., Biró M., Bodoncz L., Deák J.Á., Fogarasi P., Horváth A., Isépy I., Karas L., Kecskés F., Molnár Cs., Ortmann-né Ajkai A., Rév Sz. 2007: A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica* 42: 225–247. <https://doi.org/10.1007/BF02806465>
- Nagy, L., Ducci, F. 2003: Technical guidelines. *Acer campestre*. EUFORGEN.
- Olf H., Vera F. W. M., Bokdam J., Bakker E. S., Gleichman J. M., de Maeyer K., Smit R. 1999: Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant facilitation and competition. *Plant Biology* 1: 127–137. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1999.tb00236>
- Schmotzer A. 2016: Beerdősülő területek, gyep-erdő mozaikok, szegélycserjések (esettanulmányok). In: Korda M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 551–574.
- Teleki, B., Sonkoly, J., Erdős, L., Tóthmérész, B., Prommer, M., Török, P. 2019: High resistance of plant biodiversity to moderate native woody encroachment in loess steppe grassland fragments. *Applied Vegetation Science* 23(2): 175–184. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12474>
- Tiborc V., Major F., Zagyvai G., Bartha D. 2019: Négy özönfaj (fehér akác, zöld juhar, amerikai kóris, mirigyes bálványfa) inváziós veszélyeztetésének kockázatbecslése az Országos Erdőállomány Adattár alapján. *Tájökológiai Lapok* 17(1): 93–106. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3468>
- Tóth Z. 2004: A Kerca-patak melléki rétek (Kercaszomor, Belső-Őrség) jelene és múltja (esettanulmány természetvédelmi célú kezelések megalapozásához). *Tájökológiai Lapok* 2(2): 313–333. <https://doi.org/10.56617/tl.4603>
- Whisenant, S. 2005: Managing and directing natural succession. In: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (eds.): *Forest Restoration in Landscapes*. Springer, New York, pp. 257–261. https://doi.org/10.1007/0-387-29112-1_37
- Zagyvai G. 2008: Tájérténeti vizsgálatok cserhádi mintaterületen. *Tájökológiai Lapok* 6(1–2): 127–144. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.4154>
- Zagyvai G., Csiszár Á., Korda M., Schmidt D., Šporčić D., Teleki B., Tiborc V., Bartha D. 2012: Előzetes eredmények száraz és félszáraz élőhelyek szukcessziós változásainak vizsgálatáról. *Botanikai Közlemények* 99(1–2): 123–141.
- Zagyvai G. 2016: Közösségi jelentőségű erdei élőhelyek spontán regenerációjának esélyei a Cserhátban – lehetőségek és veszélyek. In: Korda M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 575–602.
- Zagyvai G. 2020: Spontán erdőállományok fafajösszetételének áttekintő értékelése az Országos Erdőállomány Adattár alapján. *Tájökológiai Lapok* 18(1): 65–86. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3482>
- Zólyomi B. 1989: Természetes növénytakaró. 1: 1 500 000. In: Pécsi M. (szerk.): Magyarország Nemzeti Atlasza. MTA Földrajztudományi Kutató Intézete, Budapest, p. 89.

Species composition analysis of shrub- and canopy layer data of spontaneous habitats in Cserhát Hills

G. ZAGYVAI

¹ University of Sopron, Faculty of Forestry, Institute of Environmental Protection and Nature Conservation, 9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.; e-mail: zagyvai.gergely@uni-sopron.hu

Keywords: secondary succession, regeneration, plant invasion, propagule source, ecological factors

Abstract: Characteristics of species composition and determining background factors were studied based on data of shrub and canopy layer in spontaneous habitats. Secondary succession processes were evaluated in aspect of plant invasion risk and regeneration ability in sample parcels of Cserhát Hills (North Hungary). Canopy, shrub layer data and potential background factors of spontaneous habitats were analysed by principal component analysis (PCA) and canonical correspondence analysis (CCA). Shrub spreading on abandoned arables and pastures are determined by thorny species (*Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Rosa canina*). These shrublands can develop to forests with participation of *Quercus cerris* and *Pyrus pyraster*, if supporting species sources are given. Spreading of *Ligustrum vulgare* and *Cornus sanguinea* is typical for abandoned vineyards and orchards. Some relict fruit tree species of old agriculture stay active component of succession: *Juglans regia* with significant allelopathic effect; domestic *Prunus* taxa with effective capacity forming root suckers. One of the most common scenario of abandoned parcels in this landscape is the spreading of invasive *Robinia pseudoacacia* and become closed forest. Variables describing the vegetation environment of the parcels are the most important from the examined 9 background factors. Age of the abandoned parcels is also notable variable, but it does not mean definitely the closing of the canopy as time goes on. Shrub and tree spreading is blocked in steeper, dry, strong irradiated hillsides. These conditions and sites provide habitat for some rare, valuable shrub species (*Colutea arborescens*, *Berberis vulgaris*, *Rhamnus cathartica*, *Rosa spinosissima*) of the landscape.

A műre a Creative Commons4.0 standard licenc alábbi tipusa vonatkozik:
[CC-BY-NC-ND-4.0.](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)

This work is licensed under a
[Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)

