

AZ ALSÓ-DRÁVA-ÁRTÉR FÖLDHASZNÁLATI ÉS TÁJMINTÁZATI VÁLTOZÁSAI A 19. SZÁZAD KÖZEPÉTŐL NAPJAINKIG

NÉMETH GERGŐ – LÓCZY DÉNES – GYENIZSE PÉTER

LAND USE AND LANDSCAPE PATTERN CHANGES
IN THE LOWER DRAVA FLOODPLAIN FROM THE MID-19TH CENTURY
TO THE PRESENT

Abstract

The primary objective of our research was to reconstruct changes in land use and landscape patterns along the Lower Drava from Tótújfalu to Drávaszabolcs from the mid-19th century to the present. Based on the information, collected proposals are made to achieve optimal land utilization. Thereby sustainable agriculture can be introduced to the area with improved ecosystem services and extensive nature conservation. The study utilized GIS analyses, the combination of thematic layers of land use digitized from archived military surveys and topographic maps, and a supervised classification of satellite images to generate the proportions of land use classes and values of landscape metrics. Major transformations of land utilization were detected: by the 1940s human impact had intensified and natural habitats had shrunk, but subsequently the ratio of forests increased and the previous land use patterns began to take shape again. The reason for this development was that since 1920 the Drava had been functioning as a border river and arable cultivation began to be excluded from the active floodplain. At the same time, the gradual reduction of wetland and grassland areas led to lower biodiversity.

Keywords: land use, landscape pattern, intensity footprints, wetlands, floodplain forests, Drava floodplain

Bevezetés

A tájak jelenlegi állapotának kialakulása hosszú természettörténeti és rövid, de jelentősen intenzívebb antropogén átalakulások sorozatára vezethető vissza (PÉCSI M. 1972). Az iparszerű mezőgazdasági művelés terjedésével meghonosodó profitorientált szemlélet a táj drasztikus átalakulását hozta magával, amely mélyreható és visszafordíthatatlan változásokkal járt együtt. A gazdaságilag értéktelenebbnek tekintett területek (folyóvizek, mocsarak, lápok, erdők) helyét átvették a szántóföldek, mert ez a művelési mód eredményezte a legnagyobb bevételt a gazdálkodók számára, ugyanakkor a természetes élőhelyek pusztulásával, degradációjával járt együtt, mint például a dél-balatoni berkek esetében (NÉMETH G. et al. 2021).

A folyószabályozások következtében a Kárpát-medence vizes élőhelyei jelentős térszerkesztést szenvedtek, a korábban fenntarthatóan működő ártéri gazdálkodás ellehetetlenült (ANDRÁSFALVY B. 1975). Helyét átvette a nagytáblás szántóföldi gazdálkodás és az intenzív állattartás, amely a megelőző évszázadokhoz képest jelentősen nagyobb környezeti terheléssel járt együtt és a biodiverzitás, valamint az ökoszisztéma-szolgáltatások csökkenését eredményezte.

A belterjes mezőgazdasági műveléssel érintett parcellák nem csak helyben, de tágabb környezetükben is számos negatív hatást idéznek elő, például a természetes vizekbe jutó műtrágyák és növényvédőszeres fokozzák az eutrofizációt és károsan hatnak a vízi életközösségekre. Továbbá táji szinten megfigyelhető folyamatokat is láthatunk, például

a korábban kiegyenlített mezoklíma szélsőségesse válását és az erózió erősödését, amely együtt jár a talaj szervesanyag készletének pusztulásával, szerkezetének roncsolódását idézi elő.

Kutatásunkban a mélyreható tájtalakítás fő időszakát, a 19. század közepétől napjainkig vizsgáltuk geoinformatikai módszerekkel. Ekkor történtek a legjelentősebb tájformáló tevékenységek, valamint több társadalmi-gazdasági korszakváltás is lezajlott. A folyószabályozások következtében a tájhasználat jelentősen átalakult, majd a 20. század folyamán a Dráva határfolyóvá vált, amely a természeti környezet térnyerését hozta magával, valamint biztosította az ökológiai állapot és a biodiverzitás megőrzését (FODOR I.–GÁLOSI-KOVÁCS B. 2019).

Tanulmányunk gyakorlati jelentősége a természetvédelmi tervezés támogatásában rejlik, ugyanis mintaterületünk meghatározó része, 32,7%-a nemzeti parkhoz tartozik (GYENIZSE P. et al. 2020). A múltbéli és jelenlegi állapot átfogó ismerete elősegíti a jövőbeli élőhelyrehabilitációs projektek megvalósítását (COUSINS, S. 2001). Elkülöníthetők egymástól az ökológiai szempontból értékeesebb (például zártabb, nagy kiterjedésű erdőfoltok, gyepek) és a kisebb ökológiai potenciállal rendelkező területek (nagyüzemi mezőgazdasági parcellák, fragmentált élőhelyek), ezáltal feltárható az ökológiai hálózat állapota.

A tájszerkezet alakulását tájmetriai mérőszámokkal elemeztük. Kutatásunkban elsősorban táj szintű mérőszámokat vizsgáltunk, azonban az eredmények értékelésénél a foltosztály-szintű metrikák eredményeit is figyelembe vettük, ugyanis a folyamatok mögött meghúzódó okok általában egy vagy néhány folttípus tájmetriai paramétereinek változására vezethetők vissza, különösen abban az esetben, ha egy vagy két foltosztály uralkodik a tájban.

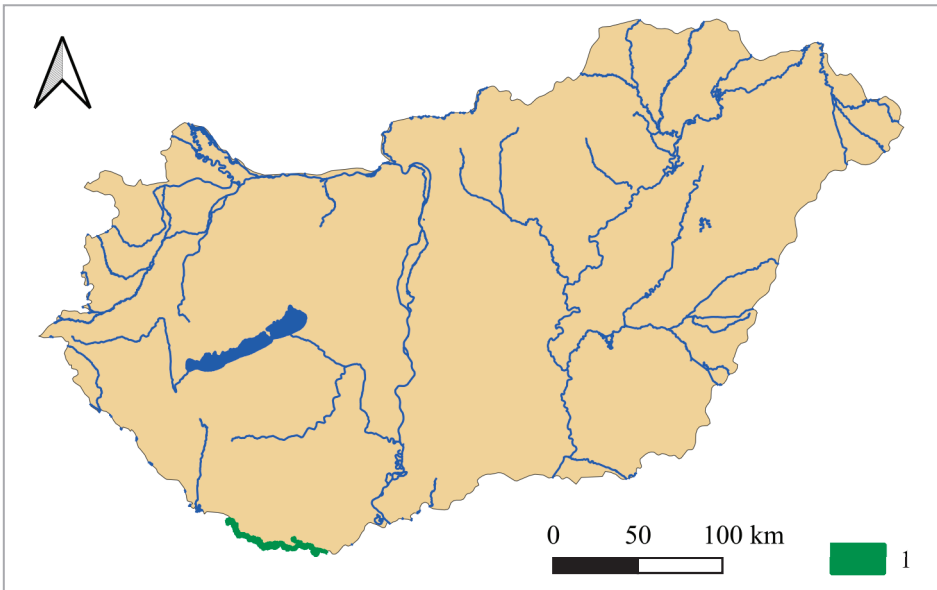
A kutatási terület bemutatása

Elhelyezkedés és lehatárolás

Kutatási területünk az Alsó-Dráva nagyvízi medrének Tótújfalutól Drávaszabolcig tartó szakasza volt (*1. ábra*). A nagyvízi meder fogalma a vízgazdálkodásról szóló 1995. évi LVII. törvény 1. számú mellékletének 12. pontja szerint a következő: „a vízfolyást vagy állóvizet magában foglaló terület, amelyet az árvíz levonulása során a víz rendszeresen elborít, és amelyet a mértékadó árvízszint vagy az eddig előfordult legnagyobb árvízszint közül a magasabb jelöl ki.” Kutatásunkat a GYENIZSE P. et al. (2020) által kijelölt mintaterületen végeztük el. A földrajzi tájbeosztás szerint a Duna-Tisza-medence nagytáj, az Alföld nagytájrésztlet, a Alsó-Dráva menti síkvidék középtáj és a Baranya-Eszéki-Dráva-sík kistáj részét képezi. Az Alföld legnyugatibb pereme, alacsony fekvésű, tökéletes ártéri síkság (CSORBA P. 2021).

Általános természetföldrajzi jellemzők

A terület mélyszerkezetét kristályos alaphegység uralja, nagyjából 2000-4000 méter mélységben. A miocéntől kezdve a würm időszakig intenzív süllyedés zajlott és az így kialakult medencében folyóvízi üledékek halmozódtak fel. A pliocénben és a negyedidőszak során számottevő mennyiségű homok, agyag, agyagmárga, homokkő halmozódott fel (IVÁNYI I.–LEHMANN A. 2002). A felszín közelében holocén kori folyóvízi eredetű üledékeket találhatunk. Vizsgálati területünk morfológiai szempontból a kistáj jelentős



I. ábra A kutatási terület elhelyezkedése. 1: Kutatási terület (szerk. NÉMETH G.)
 Figure 1 Location of the study area (by G. NÉMETH)

részét kitevő ártéri síkságok közé sorolható. A relatív relief kicsi, a legjellegzetesebb felszíni formák az elhagyott meanderek (DÖVÉNYI Z. 2010). Ezek túlnyomó többsége mesterséges eredetű, a folyókanyarulatok levágásával keletkezett. Feltöltődésük fokozatos, kezdetben még meghatározók a nyílt vízfelszínek, idővel azonban mocsaras, lápos mélyedéssé alakulnak át. A Dráva ezen része középszakasz jellegű, amely övzátányok kialakulását eredményezi a kanyarulatok belső oldalán (zugban). A lerakott hordalék később görönddől fejlődik tovább, amely elválasztja a holt medreket az élő medertől (IVÁNYI I.–LEHMANN A. 2002).

A terület nyugati részének éghajlata a mérsékelt meleg, mérsékelt nedves, keleten pedig a mérsékelt száraz kategóriába sorolható. A napsütéses órák száma eléri a 2000-2050 órát, kelet felé növekszik. Ezzel összefüggésben a csapadék a nyugati területek 730 mm-es értékétől kezdve keleti irányba haladva csökken, egészen 660 mm-ig (1960-1990 közötti mérések átlaga alapján). Az ariditási index keleten 1,04-1,07, nyugaton 0,96. Legjellemzőbb szélirány az északnyugati, ugyanakkor nem elhanyagolható a keleti, délkeleti szél sem, különösen az őszi hónapokban (DÖVÉNYI Z. 2010). Az utóbbi évtizedekben a klimatikus vízhiány erősödése figyelhető meg (BLANKA V. et al. 2013), amely a tájhasználatra is hat, például a vizes élőhelyek vagy az ártéri erdők visszaszorulásával.

Mintaterületünk a Dráva vízgyűjtőjéhez tartozik, sűrű vízhálózat jellemzi. A természetes vízfolyások közül kiemelhető még továbbá a Fekete-víz, valamint a Pécsi-víz. A folyószabályozás következtében a Dráván kanyarulat-átvágások történtek, amelyek fokozzák a meder esését, illetve a víz áramlási sebességét, ezáltal előidézik a meder mélyülését, valamint a kavicsbányászat is hozzájárul ehhez a kedvezőtlen folyamathoz. A Dráva felső szakaszán épített vízerőművek akadályozzák a hordalék szabad áramlását, ezért az alsóbb szakaszokon számottevő mennyiségben hiányzik a folyóból (LÓCZY D. et al. 2016, SCHWARZ U. et al. 2004). A meder bevágódása becslések szerint a 24 mm/év értéket is eléri a 20. század kezdete óta (LOVÁSZ G. 2013). Az említett tényezők következt-

tében a talajvízszint is csökken, amely veszélyezteti a folyómenti élőhelyeket. A partmenti töltések megépítése után az ármentesített területen a folyó felszínalakító tevékenysége már nem érvényesül, ezért a földhasználat változásait az antropogén hatások befolyásolják (LÓCZY D.–DEZSŐ J. 2018), viszont az aktív ártéren továbbra is számottevőek a természetes folyamatok.

Jelentős arányban találkozhatunk mesterséges vízfolyásokkal is, az Ormátságban 400 kilométernyi csatornahálózatot építettek ki, amellyel az ármentesített terület belvizeit vezetik a Drávába. Kiemelhető például a Korcsinai-csatorna és a Lanka-csatorna. A talajvíz sekélyen helyezkedik el, 2-4 méter mélységben mindenhol megtalálható. Kémiai összetételét tekintve főként kalcium-magnézium-hidrogénkarbonátos jellegű (DÖVÉNYI Z. 2010).

Kutatási területünkön folyóvízi üledékekre (homok, agyag, mésziszap, aleurit) települt talajok jellemzőek. Az ártéren leggyakrabban előforduló talajtípusok (WRB talajosztályozás szerint) az öntéstalajok (Fluvisols), réti talajok, lokálisan csernozjom jelleggel (Histosols), kisebb foltokban pedig láptalajok (Gleysols) is kialakultak (LÓCZY D. et al. 2016).

Módszerek

Tájhasználati változások elemzésének módszertana

Az elmúlt évszázadokban bekövetkezett tájhasználati változások elemzéséhez elengedhetetlen volt különféle vetületű, méretarányú, jelkulcsú katonai térképek, műholdfelvételek összehangolása, egységes keretbe rendezése. Azonos vetületi rendszerbe helyeztük az állományokat, valamint általános jelrendszert alkottunk, ezáltal a geometriai torzításokból adódó hibákat, illetve az ábrázolás részletgazdagságának különbözőségéből eredő problémákat is kiküszöböltük.

Jelen kutatásunk során öt időkeresztmetszetet vizsgáltunk, 1859-től napjainkig:

- Második Katonai Felmérés (1859). Méretaránya 1 : 28 800. A korábbi évszázadban készült elődjéhez képest jelentősen pontosabb, magas részletgazdagságú, bőséges névrajzi anyaggal ellátott térkép.
- Harmadik Katonai Felmérés (1880). Méretaránya 1 : 25 000. Elődjétől eltérően kevésbé részletgazdag, ugyanakkor térbeli pontossága némileg javult.
- 1941-es Katonai Felmérés. Az 1 : 25 000 méretarányú, magas térbeli pontosságú, egyértelmű jelrendszerű, könnyen áttekinthető térkép kissé elnagyoltnak számít.
- 1990-es CORINE adatbázis
- 1989-es Landsat-5 felvétel (terepi felbontás: 30 méter, 1989.08.05.)
- 2018-as CORINE adatbázis
- 2021-es Sentinel-2 felvétel (terepi felbontás: 30 méter, 2021.10.04.)

A kutatási területen 8 tájhasználati kategóriát különítettünk el:

- Nyílt vízfelszín: Folyó- és állóvizek területe, állandó vagy az év legnagyobb részében fennálló vízborítással. (CORINE: 5.1.1; 5.2.2.)
- Vizes élőhely: Náddal, sással fedett terület, időszakos vízborítással. A katonai és topográfiai térképek digitalizálásakor a mocsárvonalakkal jelölt foltokat soroltuk ide. (CORINE: 4.1.1.)
- Erdő: Fás vegetációval rendelkező állomány, a fafajok összetételétől és korától függetlenül. (CORINE: 3.1.1; 3.1.2.; 3.1.3.)
- Cserjés: A cserjefélékkel, illetve helyenként fiatal fákkal, sűrű növényzettel borított, nehezen átjárható foltokat soroltuk ebbe a kategóriába. (CORINE: 3.2.4.)

- Szántó: Rendszeres (minimum éves gyakoriságú) mezőgazdasági talajmunkával érintett terület. (CORINE: 2.1.1.)
- Gyp: Lágyszárú, élő növényzettel borított, belvízzel nem, vagy csak kis mértékben veszélyeztetett terület. (CORINE: 2.3.1.; 2.4.3.; 3.2.1.)
- Beépített terület: Települések belterülete, külterületi lakó- és gazdasági épületek összessége. (CORINE: 1.1.2; 1.2.1; 1.2.2; 1.4.2.)
- Szőlő, kert, gyümölcsös: Szőlő- és gyümölcsültetvények, házikertek, külterületi zártkertek tartoznak ebbe a kategóriába.

A tájhasználati és tájszerkezeti elemzések kiindulópontját a digitalizálással előállított vektoros rétegek adták, melyeket a QGIS 3.10.3. szoftver segítségével készítettünk el. A raszteres állományok vetületi rendszerét egységesítettük (Egységes Országos Vetület; HD72; EPSG:23700). Amennyiben valamelyik réteg nem rendelkezett koordináta-rendszerrel, abban az esetben georeferálást hajtottunk végre a GDAL georeferáló modulban, Helmert transzformáció és lineáris újramintavételezés beállításával.

Ezután kézzel, vizuális interpretáció segítségével vektorizáltuk az állományokat és a térképi tartalom adottságaihoz igazodva generalizálást hajtottunk végre. A feldolgozás során 1000 m²-es minimális foltméretet határoztunk meg, vagyis az ennél kisebb kiterjedésű foltokat nem jelenítettük meg a térképen, ezeket beolvasztottuk a környező nagyobb foltba, valamint egyesítettük a diszpergáltan elhelyezkedő objektumokat.

A CORINE felszínborítási adatbázis nem biztosított megfelelő részletgazdagságot a tájszerkezeti elemzéshez, mivel 25 hektárnál kisebb egységeket nem ábrázol, ezért a felbontás javítása érdekében Landsat és Sentinel felvételeket osztályoztunk, melynek során az erdők elkülönítése volt a cél, ugyanis esetükben jellemzők a széttagolt, apró foltok, amelyek befolyásolhatják a kapott eredményeket. Az osztályozott rétegből kiválasztottuk az erdőket, majd a raszteres réteget vektorossá alakítottuk át, ezután pedig metszettük a CORINE-nal.

Az intenzitás vizsgálatának módszertana

A földhasználat intenzitásának értékeléséhez az intenzitás-lábnyom mutatót használtuk (NÉMETH G. et al. 2020), melyben a beépített területek kivételével mindegyik kategóriához intenzitásértéket rendeltünk és 1-től 5-ig tartó skálán értékeltünk. A QGIS-ben új mező hozzáadásával mindegyik vizsgált foltot elláttuk ezzel az értékkel. Az 1-es jelenti a legextenzívebb, az 5-ös a legintenzívebb művelési módot. Minél nagyobb mértékű az antropogén behatás egy folton belül, annál magasabb intenzitásértékkel rendelkezik. A folt területét és az intenzitás értékét összeszoroztuk, majd az egyes foltok eredményeit összeadva megkaptuk a táji szintű intenzitás-lábnyomot. A mutató értékének és a vizsgálati terület valós kiterjedésének hányadosa megmutatja, hogy az adott tájban általánosságban mennyire intenzív a mezőgazdasági művelés. Az 1-hez közeli hányados kiterjedesebb, az 5-höz közeli pedig belterjesebb gazdálkodásról tanúskodik.

Az intenzitás értékének megállapításához különböző módszereket alkalmaztunk. A szántók esetében a felhasznált NPK műtrágya mennyiségét és a búza termésátlagát vettük alapul. 100 kg/ha-os kijuttatott műtrágya mennyiség és 2 t/ha-os termésátlag alatt 4-es, e fölött pedig 5-ös osztályba kerültek a szántók. A hektáronkénti műtrágyahasználat és a búza termésátlagának meghatározásához nem álltak rendelkezésre települési és megyei szintű adatok a vizsgált időszak egészére vonatkozóan, ezért országos átlagokkal számoltunk (NÉMETH G. et al. 2020). A nagyobb (10 hektárt meghaladó) méretű erdőfoltok intenzitásértéke 1, az ennél kisebbeké pedig 2. A nyílt vízfelszínnek és vizes élőhelyek szintén 1-es értéket kaptak. A gyepekhez kezdetben 3-as, majd 4-es értéket társítottunk,

ugyanis a 20. század második felétől kezdve művelésük intenzívebbé vált a gépi kaszálás terjedése miatt, amely az élővilág jelentősebb mértékű bolygatásával járt együtt. A szőlő, kert, gyümölcsös kategóriát 5-ös, a cserjéseket 2-es értékkel láttuk el (1. táblázat).

1. táblázat – Table 1

Az intenzitás értékelésénél alkalmazott besorolás
(szerk. NÉMETH G., Központi Statisztikai Hivatal adatai alapján)
Evaluation of land use intensity
(by G. NÉMETH, based on data from the Central Statistical Office)

1859	
1	nagy kiterjedésű erdők, nyílt vízfelszínek
2	kisebb erdők (10 ha alatt), vizes élőhelyek
3	gyepek
4	szántó (műtrágya-felhasználás: 0 kg/ha, búza termésátlag 0,5–0,6 t/ha)
5	szőlő, kert, gyümölcsös
1880	
1	nagy kiterjedésű erdők, nyílt vízfelszínek
2	kisebb erdők (10 ha alatt), vizes élőhelyek
3	gyepek
4	szántó (műtrágya-felhasználás: 0 kg/ha, búza termésátlag 0,5–0,6 t/ha)
5	szőlő, kert, gyümölcsös
1941	
1	nagy kiterjedésű erdők, nyílt vízfelszínek
2	kisebb erdők (10 ha alatt), vizes élőhelyek
3	gyepek
4	szántó (műtrágya-felhasználás: 2 kg/ha, búza termésátlag: 1,4 t/ha)
5	szőlő, kert, gyümölcsös
1990	
1	nagy kiterjedésű erdők, nyílt vízfelszínek
2	kisebb erdők (10 ha alatt), vizes élőhelyek
3	–
4	gyepek
5	szőlő, kert, gyümölcsös, szántó (műtrágya-felhasználás: 282 kg/ha, búza termésátlag: 5,0 t/ha)
2018	
1	nagy kiterjedésű erdők, nyílt vízfelszínek
2	kisebb erdők (10 ha alatt), vizes élőhelyek, cserjések
3	–
4	gyepek
5	szőlő, kert, gyümölcsös, szántó (műtrágya-felhasználás: 149 kg/ha, búza termésátlag: 5,1 t/ha)

A tájhasználati arányok időbeli összehasonlításával képet kaphatunk a kutatási területen lejátszódó általános tájökölógiai folyamatokról, például egy adott felszínborítási kategória növekedéséről vagy csökkenéséről egy másik kárára. Önmagukban azonban ezek az adatok nem elegendők a tájban zajló tendenciák teljeskörű detektálásához. Egy adott folttípus kiterjedésén kívül fontos tudnunk azt is, hogy milyen a térbeli eloszlása és alaki paraméterei. Ebben segítenek a tájmetriai indexek. Ez a kvantitatív megközelítési módszer lehetővé teszi, hogy objektív módon összehasonlítsuk az eltérő időkeresztmetszetek és más vizsgálati területek tájszerkezetét (NÉMETH G. et al. 2021).

A tájmetriai mérésekhez az ArcGIS 10.8 szoftver vLATE modulját használtuk (LANG, S. – TIEDE, D. 2003), amely szabadon hozzáférhető bővítményként vektoros alapú feldolgozást tesz lehetővé. A mérési eredményeinket bizonyos mértékben befolyásolta, hogy eltérő méretarányú térképi állományokat alkalmaztunk és a CORINE térképét raszteres adatokból származtatott réteggel metszettük, azonban arra törekedtünk, hogy ezeket a tényezőket a lehető legnagyobb mértékben kiküszöböljük. A felbontásbeli különbségeket a korábban említett generalizálással oldottuk meg, a raszteres és vektoros rétegek metszéséből adódó, foltszegélyeken jelentkező torzításokat pedig a QGIS eszköztárban található „Simítás” (Smooth) eszközzel javítottuk.

A tájmetriai elemzés eredményeit a Microsoft Excel táblázatkezelő programba importáltuk és dolgoztuk fel. Az adatok értelmezésének és szemléletes megjelenítésének céljából diagramokat készítettünk, melyekre polinomiális trendvonalat illesztettünk. Ezt leginkább az ingadozó, nem lineáris adatsorok esetében célszerű használni. A trendvonal determináltsági együtthatója, vagyis R^2 értéke 0 és 1 között lehet. Amennyiben 1-hez közelít, az illeszkedés pontosnak tekinthető, magas a megbízhatósága. A kutatási terület természetföldrajzi adottságai miatt nem minden tájmetriai mérőszám mutatott értékelhető eredményeket. A partszegélyeken sok a lineárisan elhelyezkedő folt, amelyek a Dráva mederváltozásai és az antropogén tájátalakítás hatására gyorsan változnak, akár néhány évtizeden belül is megfordulhatnak bizonyos tendenciák, ez pedig nehézséget okoz a kiértékelésnél. Emiatt nem vettük figyelembe az összes értéket, amelyet a vLATE plugin használatával megkaptunk, hanem kiválasztottunk hat olyan mutatószámot, melyek eredményét hatékonyan felhasználhattuk a tájban lezajló szerkezeti változások elemzéséhez (2. táblázat).

2. táblázat – Table 2

Az alkalmazott tájmetriai mutatók
The landscape metrics applied

Mérőszám (rövidítés) [mértékegység]	Szint	Formula	Megjegyzés
Foltszám (NP) [db]	táj	$NP = n_i$;	Értéke 1, ha a vizsgált térrészlet vagy osztály egy foltból áll
	osztály	$NP = N$;	
		ahol n_i az i -edik osztályba tartozó foltok száma (≥ 1)	
		ahol N a vizsgált térrészlet összes foltjának száma (≥ 1)	

Mérőszám (rövidítés) [mértékegység]	Szint	Formula	Megjegyzés
Kerület/terület arány középértéke (MPAR) [-]	osztály	$MPAR = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{p_{ij}}{a_{ij}} \right)}{n_i}$ <p>p_{ij} az i-edik osztály j-edik foltjának kerülete, a_{ij} az i-edik osztály j-edik foltjának területe, n_i az i-edik osztályba tartozó foltok száma, n a foltszám (>0)</p>	Értéke annál nagyobb, minél komplexebb az osztályba tartozó foltok alakja
Fraktál-dimenzió középértéke (MFRACT) [-]	osztály	$MFRACT = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right)}{n_i}$ <p>p_{ij} az i-edik osztály j-edik foltjának kerülete, a_{ij} az i-edik osztály j-edik foltjának területe, n_i az i-edik osztályba tartozó foltok száma, n a foltszám (>0)</p>	Ha az osztályba tartozó foltok alakja egyszerű, akkor értéke 1 vagy ahhoz közelít
Shannon-féle diverzitás index (SHDI) [-]	táj	$SHDI = - \sum_{i=1}^m (p_i \cdot \ln P_i)$ <p>p_i a vizsgált folttípus területaránya az i térrészleten, m az osztályok száma (≥ 0)</p>	Értéke 0, ha a vizsgált térrészlet egy foltból áll
Shannon-féle egyenletesség (SHEI) [-]	táj	$SHEI = \frac{- \sum_{i=1}^m (p_i \cdot \ln P_i)}{\ln m}$ <p>p_i a vizsgált folttípus területaránya az i térrészleten, m az osztályok száma (0-1)</p>	Értéke 0, ha a vizsgált térrészlet egy foltból áll
Dominancia (D) [-]	táj	$D = \ln(m) + \sum_{i=1}^m (p_i \cdot \ln P_i)$ <p>p_i a vizsgált folttípus területaránya az i térrészleten, m az osztályok száma (0-1)</p>	Értéke annál magasabb, minél kevesebb folttípus dominál a térrészletben

Forrás: TÚRI Z. 2015, SZABÓ SZ. – CSORBA P. 2009, O’NEILL, R. V. et al., 1988, MCGARIGAL, K. – MARKS, B. J. 1995, JAEGER, J. A. G. 2000, KLUG, H. et al. 2003, LANG, S. – TIEDE, D. 2003, MCGARIGAL, K. 2002, MCGARIGAL, K. 2015 nyomán

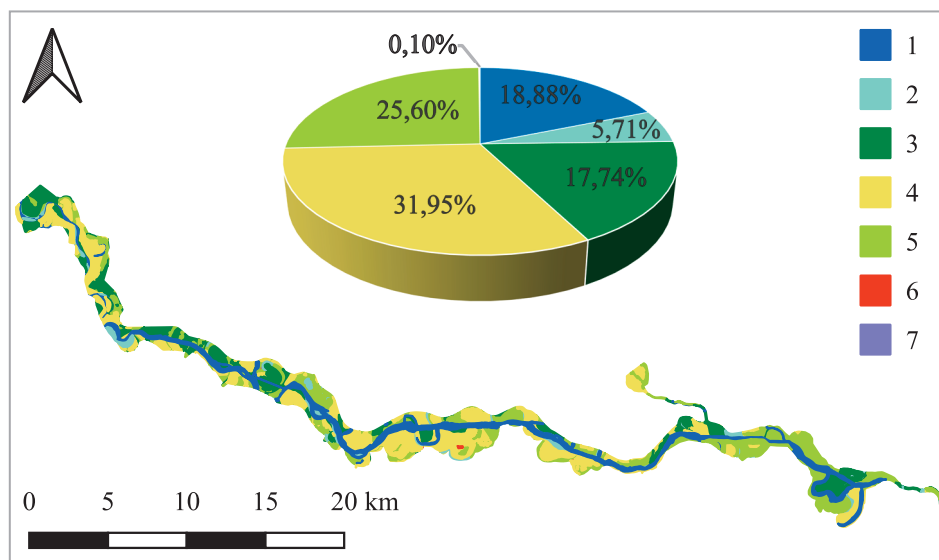
Source: by Z. TÚRI 2015, SZABÓ SZ. – CSORBA P. 2009 after O’NEILL, R. V. et al., 1988, MCGARIGAL, K. – MARKS, B. J. 1995, JAEGER, J. A. G. 2000, KLUG, H. et al. 2003, LANG, S. – TIEDE, D. 2003, MCGARIGAL, K. 2002, MCGARIGAL, K. 2015

Eredmények

A tájhasználat változásai

A legelső vizsgált időpillanatban (Második Katonai Felmérés) már szembetűnővé vált a tájhasználat nagy mértékű antropogén átalakítottsága. A Dráva szabályozásának következtében 1784-től kezdve számos kanyarulatot levágtak, töltések közé szorították a folyót (IHRIG D. 1973). Térképünkön megfigyelhető, hogy a Révfalutól délkeleti irányban elhelyezkedő kanyarulat átvágásakor először egy keskeny vezérárkot létesítettek, amelyet az áradások idején tovább mélyített a folyó és amely a Harmadik Katonai Felmérés térképén már főmederként jelent meg. A tájatalakítási folyamatok következtében az 1850-es években már a terület 31,95%-át szántóföldek borították (2. ábra). A gyepek 25,6%-os arányban voltak jelen, melyek az extenzív, legeltető állattartás színteréül szolgáltak ekkoriban. Az erdők 17,74%-ot tettek ki, ami jelentősen elmaradt az akkori országos átlagtól (33,7%), azonban a síksági területek 8%-os értékéhez képest számottevőbbnek tekinthető (KONKOLY-GYURÓ É. – BALÁZS P. 2016). A vizes élőhelyek a mintaterület 5,71%-át borították, míg a nyílt vízfelszínnek 18,88%-os arányt képviseltek. Utóbbiak nagy részét gyakorlatilag a Dráva főmedre alkotta, de morotvák is számottevő arányban voltak jelen. A beépített területek részesedése elenyésző volt (0,1%), leginkább külterületi lakott helyek (tanyák, majorságok, gazdasági épületek) alkották. A szőlők, kertek, gyümölcsösök együttes aránya alig 0,04% volt.

A Harmadik Katonai Felmérés térképén a szántók további térfoglalása látható, ekkor már a mintaterület 38,7%-át borították (3. ábra). A tájhasználati folyamatok számszerűsítésekor változási mátrixok segítségével határoztuk meg, hogy az egyes földhasználati

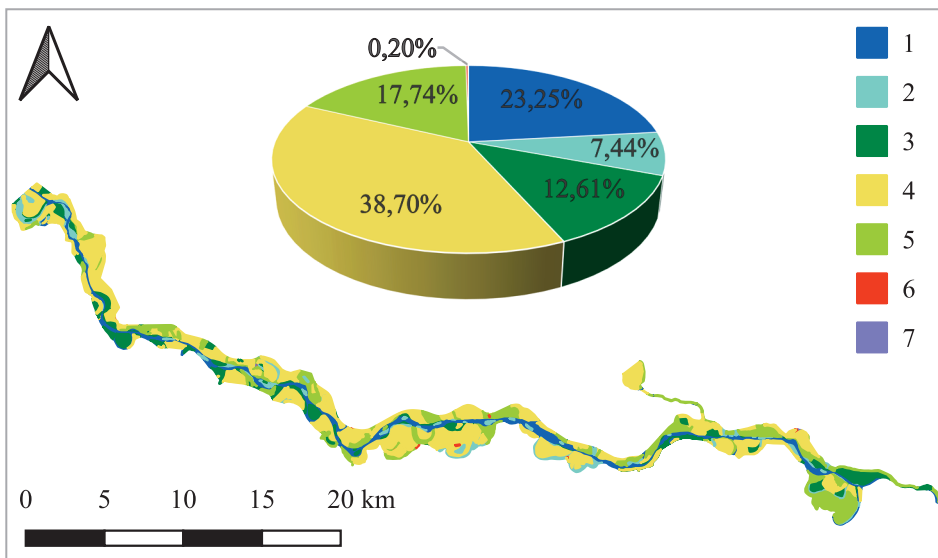


2. ábra Tájhasználat a Második Katonai Felmérés időszakában (1859).

1: nyílt vízfelszín; 2: vizes élőhely; 3: erdő; 4: szántó; 5: gyepek; 6: beépített terület; 7: szőlő, kert, gyümölcsös (szerk. NÉMETH G.)

Figure 2 Land use at the date of the Second Military Survey (1859).

1: open water surface; 2: wetland; 3: forest; 4: arable land; 5: grassland; 6: built-up area; 7: vineyard, garden, orchard (by G. NÉMETH)



3. ábra Tájhasználat a Harmadik Katonai Felmérés időszakában (1880).

1: nyílt vízfelszín; 2: vizes élőhely; 3: erdő; 4: szántó; 5: gyepek; 6: beépített terület; 7: szőlő, kert, gyümölcsös
(szerk. NÉMETH G.)

Figure 3 Land use at the date of the Third Military Survey (1880).

1: open water surface; 2: wetland; 3: forest; 4: arable land; 5: grassland; 6: built-up area; 7: vineyard, garden, orchard
(by G. NÉMETH)

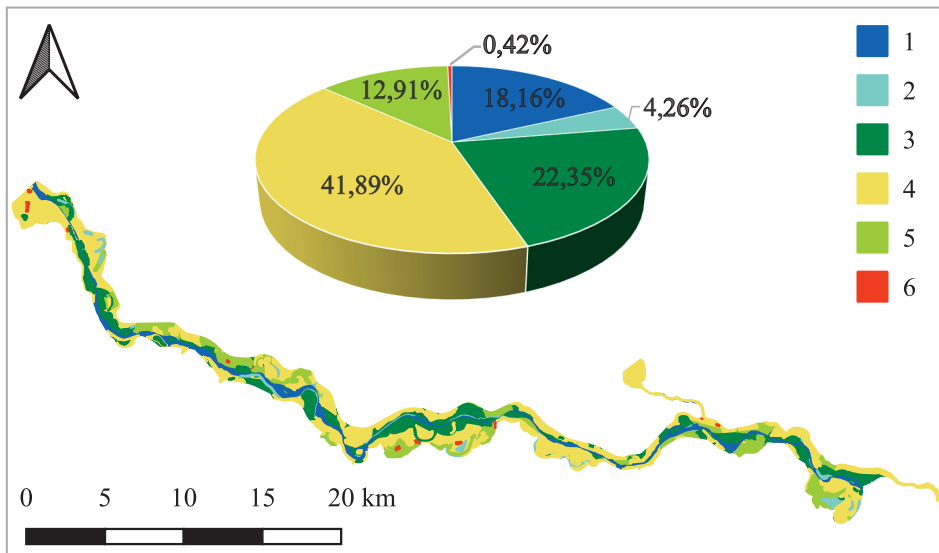
kategóriák két vizsgált időpillanat között milyen arányban sorolódtak át egyikből a másikba. A táblázatok vízszintes soraiban balról jobbra haladva leolvasható, hogy a korábbi állapothoz képest egy adott foltosztály mivé és hány százalékban alakult át. A mátrix alapján (3. táblázat) megfigyelhető, hogy a korábban erdőként jelzett területek 41,66%-a, a gyepeként jelzett területek 28,81%-a vált szántóvá, vagyis a bővülés nagyrészt ezen kategóriákból történt. A gyepek kiterjedése 17,74%-ra, az erdőké pedig 12,61%-ra csökkent. Ugyanakkor a vizes élőhelyek részaránya növekedett, ezúttal a kutatási terület 7,44%-át alkották. A gyarapodás legvalószínűbb oka, hogy a térkép elkészítésének időszakában megnőtt a csapadék, ami sok helyen belvízi elöntéssel járt együtt, ezért a felmérést végző kartográfusok vélhetően a korábbihoz képest több területet soroltak ebbe a kategóriába. Továbbá megemlíthető az ártéri erdők irtása, ami szintén számottevő mértéket öltött. A néhány évtizeddel korábban gyepeként jelölt területek 10,41%-a, a nyílt vízfelszínként besorolt foltok 9,29%-a alakult át vizes élőhellyé. A nyílt vízfelszínnek térnyerése szintén a csapadék növekedésének következményeire vezethető vissza, ezúttal 23,25%-ban voltak jelen. A korábbi időkeresztmetszetben vizes élőhelyként azonosított foltok 25,09%-a, a gyepek 16,65%-a került állandó vízborítás alá. A beépített területek aránya 0,2% volt, vagyis a korábbi duplája, amely a települések kiterjedésének növekedéséből adódott. Fontos megjegyezni, hogy a változási mátrixban látott értékek szerint meghatározó részük szántóvá és gyeppé alakult (3. táblázat), azonban ez az eltérés vélhetően a felhasznált térképek geometriai pontatlanságából adódik, de elenyésző részarányuk miatt érdemben nem befolyásolják az eredményeket. A szőlő, kert, gyümölcsös kategória nem változott, mindössze 0,06%-át tette ki a mintaterület felszínborításának.

Az 1941-es katonai felmérés térképén megfigyelhető, hogy a szántók továbbra is gyarapodtak, elérték a 41,89%-ot, amely a legmagasabb érték a vizsgált időszakunk

Változási mátrix (1859–1880)
Matrix of change, 1859–1880

	Nyílt vízfelszín %	Vizes élőhely %	Erdő %	Szántó %	Gyep %	Beépített terület %	Szőlő, kert, gyümölcsös %
Nyílt vízfelszín	60,61	9,29	16,24	6,95	6,82	0,01	0,08
Vizes élőhely	25,09	13,90	23,62	14,22	23,04	0,13	0,00
Erdő	15,19	4,96	22,09	41,66	16,10	0,00	0,00
Szántó	11,22	4,29	3,51	68,98	11,63	0,33	0,03
Gyep	16,65	10,41	9,93	28,81	33,85	0,23	0,13
Beépített terület	0,00	6,70	6,14	35,79	17,85	31,07	2,46
Szőlő, kert, gyümölcsös	0,00	62,08	17,15	0,00	20,53	0,24	0,00

során (4. ábra). Ezúttal a korábban vizes élőhelyként jelzett területek 41,22%-át, valamint a gyepek 36,36%-át alakították szántóvá (4. táblázat). A gyepek kiterjedése tovább csökkent, 12,91%-ra esett vissza. Ezzel szemben az erdők részaránya számottevő mértékben nőtt, a mintaterület 22,35%-át alkották. Gyarapodásuk nagyrészt a nyílt vízfelszínnek beerdősülésének köszönhető, ugyanis ezen területek 40,19%-án jelent meg fás vegetáció. Ez a Dráva mederváltozásaiából, illetve a holtágakban végbemenő szukcesszióból adódott. A vizes élőhelyek 4,26%-os arányban voltak jelen, vagyis esetükben csökkenést tapasztalhatunk. A nyílt vízfelszínnek szintén visszaszorultak, 18,16%-ra, amely részben



4. ábra Tájhasználat az 1941-es Katonai Felmérés időszakában.

1: nyílt vízfelszín; 2: vizes élőhely; 3: erdő; 4: szántó; 5: gyep; 6: beépített terület (szerk. NÉMETH G.)

Figure 4 Land use in the military survey of 1941.

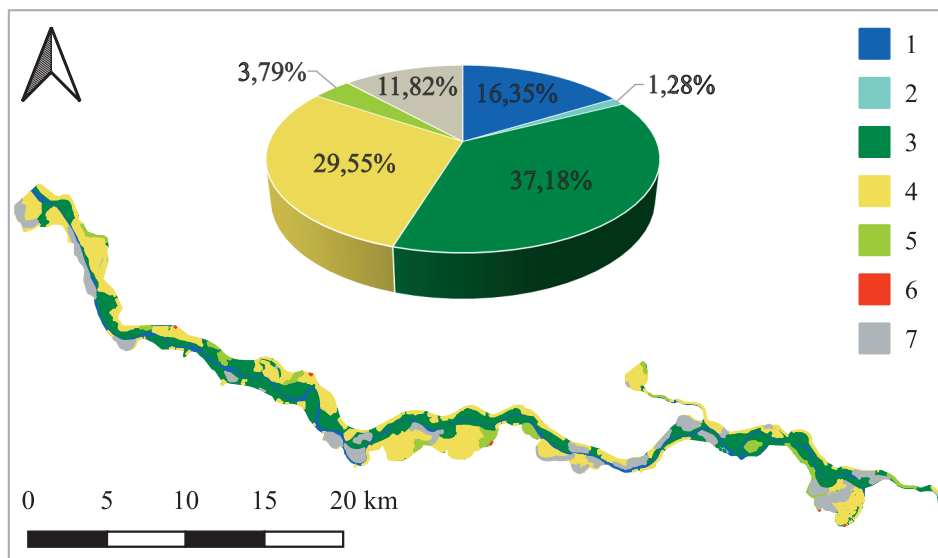
1: open water surface; 2: wetland; 3: forest; 4: arable land; 5: grassland; 6: built-up area (by G. NÉMETH)

Változási mátrix (1880–1941)
Matrix of change, 1880–1941

	Nyílt vízfelszín %	Vizes élőhely %	Erdő %	Szántó %	Gyep %	Beépített terület %
Nyílt vízfelszín	35,31	3,27	40,19	16,31	4,81	0,12
Vizes élőhely	11,18	15,10	13,83	42,22	17,33	0,33
Erdő	17,11	1,76	34,33	30,12	16,68	0,00
Szántó	11,99	2,68	13,53	63,55	7,77	0,48
Gyep	13,07	6,13	13,53	36,36	30,56	0,35
Beépített terület	0,00	3,02	2,83	42,83	6,34	44,98
Szőlő, kert, gyümölcsös	0,00	0,00	4,54	65,83	0,88	28,74

az előbb említett folyamatokra vezethető vissza, valamint a csapadékszegény időszak is szerepet játszhatott fogyatkozásukban. A beépített területek számottevő növekedést mutattak, 0,42%-ra emelkedett a részarányuk, amely a tanyák, külterületi épületek gyarapodásáról árulkodik. Az alkalmazott térkép mintaterületünkre eső szelvényei nem különítették el egyértelműen a szőlő, kert, gyümölcsös kategóriát, ezért az 1941-es év elemzésénél ezeket nem jelenítettük meg.

A következő időkeresztmetszet, vagyis az 1990-es év tájhasználatában mélyreható változásokat figyelhetünk meg. Az erdők aránya 37,18%-ra nőtt, ezzel pedig meghaladta a szántókét, melyek részesedése kicsivel 30% alá esett (5. ábra, 5. táblázat). A gyepek 34,87%-a, a nyílt vízfelszínnek 33,96%-a, a vizes élőhelyek 30,49%-a, illetve a szántók 24%-a erdővé alakult át, vagyis a növekedéshez szinte mindegyik kategória térvészése hozzájárult. A CORINE adatbázis használatából adódóan a cserjéseket elkülönített kategóriaként jelöltük, 11,82%-ban voltak jelen. Ezek nagyrészt a korábbi gyepekből, vizes élőhelyekből és szántókból alakultak át, mindkét kategóriából 15-15% nagyságrendben. Az 1960-as, 1970-es években több helyen is töltéseket alakítottak ki a Dráva mentén, illetve a korábbiakat átépítették, magasították, ezáltal pedig hatékonyabban védhették az ármentesített területeket (REMENYIK B. 2006). Ennek következtében a nagyvízi meder beszűkült, az áradások idején a partmenti zónában lényegesen magasabb volt a vízborítás, mert a folyó kisebb területet tudott csak elönteni, ennek következtében a töltéssel határolt részen a mezőgazdasági művelés lehetőségei korlátozottabbá váltak, a gazdaságosság csökkent. Emiatt több parcellán is felhagytak a szántással és ezek spontán vagy tervezett módon erdőszültek vagy cserjéssé alakultak át. A természetes élővilág térvészésének másik sarkalatos oka, hogy a trianoni döntés óta a Dráva határfolyó, a szocialista korszakban pedig szigorúan védett katonai határovezet volt, ezért a partmenti területek háborítatlanok maradtak (ORTMANN-AJKAI A. 2018), ami kedvezett az erdők térvészésének. Azonban a gyepek és a vizes élőhelyek jelentős térvészést szenvedtek, előbbieket 3,79%-ra, utóbbiakat pedig 1,28%-ra zsugorodtak. A CORINE adatbázis szintén nem jelzett szőlő, kert, gyümölcsös kategóriában foltokat, ezért az 1990-es és 2018-as évek tájhasználatánál nem jelenítettük meg ezeket. Előfordultak ugyan a nevezett időszakban is, de, jelenlétük nem volt meghatározó, ezért a vizsgálat pontosságát érdemben nem befolyásolták.



5. ábra Tájhasználat 1990-ben

1: nyílt vízfelszín; 2: vizes élőhely; 3: erdő; 4: szántó; 5: gyep; 6: beépített terület; 7: cserjés (szerk. NÉMETH G.)

Figure 5 Land use in 1990.

1: open water surface; 2: wetland; 3: forest; 4: arable land; 5: grassland; 6: built-up area; 7: scrub (by G. NÉMETH)

5. táblázat – Table 5

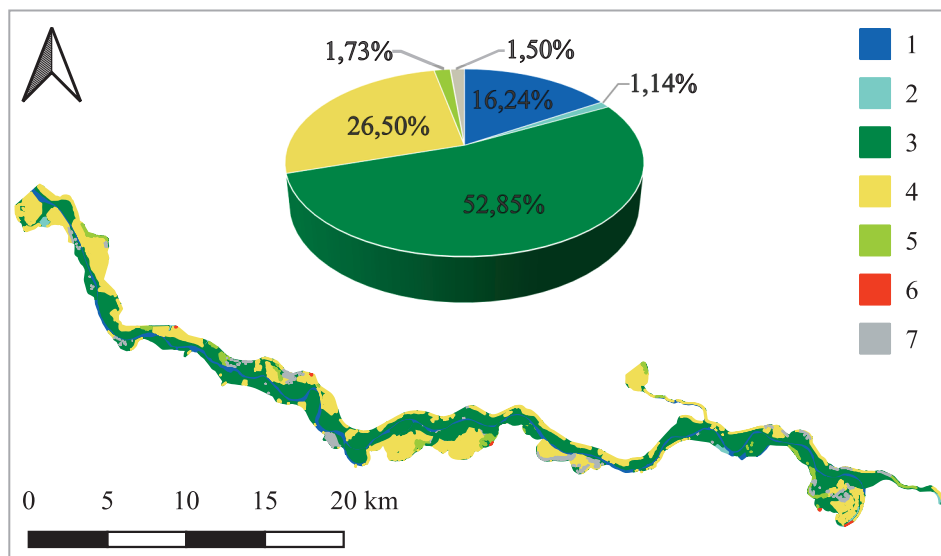
Változási mátrix (1941–1990)

Matrix of change, 1941–1990

	Nyílt vízfelszín %	Vizes élőhely %	Erdő %	Szántó %	Gyep %	Beépített terület %	Cserjés %
Nyílt vízfelszín	55,36	0,11	33,96	3,59	0,43	0,00	6,55
Vizes élőhely	10,61	5,74	30,49	37,72	0,88	0,00	14,55
Erdő	11,00	0,20	67,32	5,13	1,10	0,00	15,25
Szántó	5,57	1,73	24,01	54,01	3,83	0,01	10,85
Gyep	7,73	1,87	34,87	26,21	13,59	0,26	15,47
Beépített terület	6,33	0,00	11,91	57,10	15,10	0,00	9,56

Napjaink tájhasználatának vizsgálatakor szembevetendő, hogy a korábbi trendek nagyrészt folytatódtak, az erdők aránya tovább növekedett, 52,85%-os arányukkal egyértelműen uralkodóvá váltak a kutatási terület tájhasználatában (6. ábra, 6. táblázat). A szántók részesedése 26,5%-ra esett vissza, vagyis a vizsgált időszak minimumértékét jelenti, amely a természeti környezet életfeltételeinek szempontjából kedvezőnek tekinthető, ugyanis elősegíti az ökoszisztéma-szolgáltatások hatékonyabb érvényesülését. Ugyanakkor a gyepek és a vizes élőhelyek egyaránt marginalizálódtak, előbbieké aránya 1,73%, utóbbiaké 1,14% volt. Ennek következtében számos ökológiai szempontból értékes élőhely megszűnt vagy szélsőségesen kis területre szorult vissza. A folyamat következtében az

említett élőhelykategóriákhoz kötődő életközösségek esetében csökkent a biodiverzitás. A cserjések visszaszorulásának oka, hogy a korábban ide sorolt területek túlnyomó többsége, 89,49%-a erdővé alakult át az előző évtizedek során. A nyílt vízfelszínnek részaránya gyakorlatilag stagnált, 16,24% volt a legutolsó vizsgált időszakban. A korábbi állapothoz képest mérhető enyhe csökkenés leginkább a Dráva mederváltozásaira és a holtágak feltöltődésére vezethető vissza, mivel ezeken a területeken is megfigyelhető az erdők térfoglalása.



6. ábra Tájhasználat 2018-ban.

1: nyílt vízfelszín; 2: vizes élőhely; 3: erdő; 4: szántó; 5: gyep; 6: beépített terület; 7: cserjés (szerk. NÉMETH G.)

Figure 6 Land use in 2018.

1: open water surface; 2: wetland; 3: forest; 4: arable land; 5: grassland; 6: built-up area; 7: scrub (by G. NÉMETH)

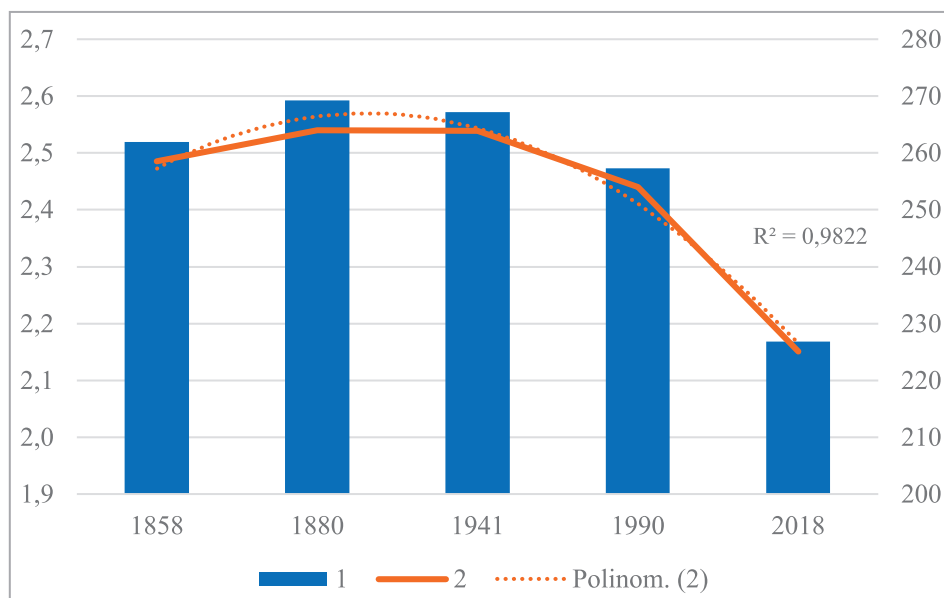
6. táblázat – Table 6

Változási mátrix (1990–2018)
Matrix of change, 1990–2018

	Nyílt vízfelszín %	Vizes élőhely %	Erdő %	Szántó %	Gyep %	Beépített terület %	Cserjés %
Nyílt vízfelszín	98,60	0,00	1,39	0,00	0,00	0,00	0,00
Vizes élőhely	0,00	57,35	24,42	15,63	2,53	0,07	0,00
Erdő	0,18	1,08	95,99	2,21	0,04	0,01	0,49
Szántó	0,16	0,00	13,63	85,42	0,04	0,01	0,75
Gyep	0,19	0,00	53,35	1,01	44,14	0,00	1,31
Beépített terület	0,00	0,26	0,26	4,44	0,00	95,04	0,00
Cserjés	0,04	0,00	89,49	1,60	0,00	0,00	8,87

A tájhasználat intenzitásának változása

Mintaterületünk vonatkozásában az intenzitás-lábnyom mutató a vizsgálati időszak kezdetén (az első három időkeresztmetszetig bezárólag) szűkebb tartományban változott, nem voltak jellemzőek erős kilengések (7. ábra). Kezdetben enyhe emelkedést figyelhetünk meg a Második és Harmadik Katonai Felmérés állapota között (az utóbbi időpillanatban érte el a csúcspontot a mutató), majd alig észrevehető csökkenés, tulajdonképpen stagnálás következett a 20. század első feléig, ezután egyre látványosabban csökkenni kezdett az index értéke, napjainkra pedig elérte a mélypontját. A tájhasználati változásokkal összevetve azt valószínűsíthetnénk, hogy az 1941-es évben lenne a legmagasabb az intenzitás-lábnyom, mert a szántóföldek kiterjedése ekkor érte el a maximumát, ellenben az erdők arányának növekedése (amely ekkor már számottevő volt) erősebbnek bizonyult és ellensúlyozta ezt a folyamatot. Ezután az intenzitásérték meredeken csökkenni kezdett, ugyanis a nagy kiterjedésű, összefüggő erdőfoltok bővülésével az 1-es értékkel ellátott területek aránya is nőtt és ez a tényező jelentősen csökkentette a mutató értékét. 1990-ben és 2018-ban egyaránt alacsonyabb volt az intenzitás-lábnyom értéke, mint a 19. században és a 20. század első felében, amely szokatlan a hazai tájak vonatkozásában. Ugyanakkor a tájhasználati adatok elemzésekor bemutatott okok, vagyis a töltések megépítése magyarázza az intenzitás csökkenését, mert a gazdálkodók az árvízi elöntés nagyobb kockázata miatt a töltésen belüli parcellák jelentős részén felhagytak a műveléssel, ezáltal a partközeli területeken csökkent az antropogén behatás erőssége, amely a természeti környezet szempontjából kedvezőnek tekinthető. A 7. ábrán látható polinomiális trendvonal



7. ábra A tájhasználat intenzitásának változása a vizsgált időszakban.

1: intenzitás-lábnyom értéke négyzetkilométerben kifejezve, az ábra jobb oldali tengelyén jelölve, 2: intenzitás-lábnyom és a vizsgálatba bevont terület hányadosa, az ábra bal oldali tengelyén jelölve, továbbá a hányados grafikonjának polinomiális trendvonala, valamint R^2 értéke (szerk. NÉMETH G.)

Figure 7 Changes in land use intensity in the investigated period.

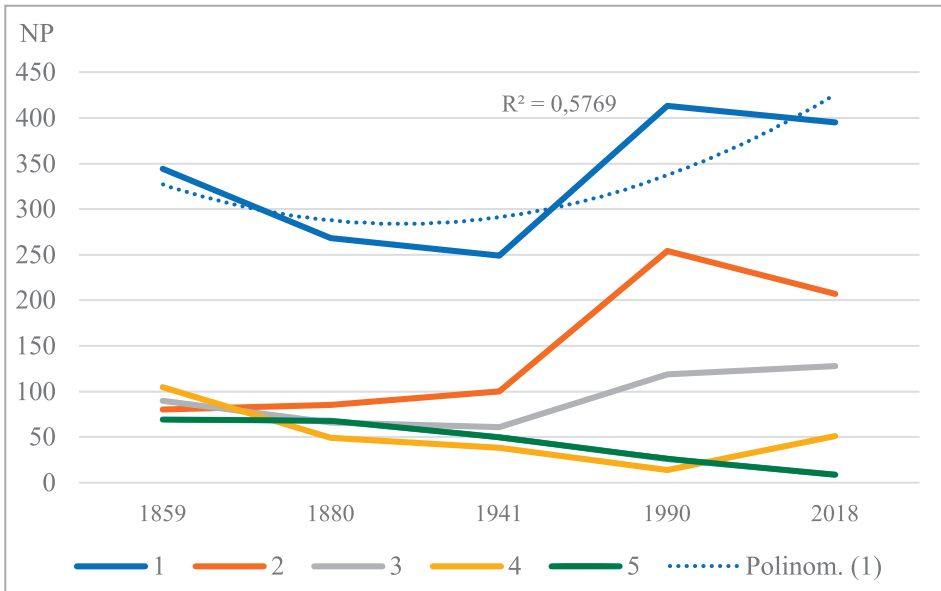
1: value of intensity footprint; 2: ratio of intensity footprint and study area indicated on the left axis of the figure, the polynomial trend of the ratio graph and the R^2 value (by G. NÉMETH)

jól illeszkedik az intenzitás-lábnyom és a vizsgálatba bevont területek hányadosának változását bemutató grafikonhoz, amelyet magas R^2 értéke is alátámaszt. Ebből arra következtethetünk, hogy az alkalmazott index egyértelműen körülírható tendenciákat mutat, vagyis a kezdeti enyhe emelkedést hirtelen csökkenés követi.

A tájszerkezet változásai

Tájmetriai méréseink közül a területi, alaki és diverzitás mutatók elemzéséből kaptuk a legfontosabb eredményeket, melyekből következtethetünk a mintaterületen lezajlott jelentősebb szerkezeti változásokra.

A foltszám (NP) mutató segítségével meghatározható, hogy egy egységnyi területen (tájon) belül inkább több kisebb, vagy kevesebb, de nagyobb folt fordul-e elő. A kezdeti pillanattól 1941-ig csökkenés, ezután viszont meredek emelkedés, végül pedig enyhe csökkenés figyelhető meg a görbe futásában (8. ábra). Az ingadozóbb tendencia miatt a táj szintű értékek grafikonjának polinomiális trendvonalára alacsony R^2 értékkel társul. A vizsgált időszak első felében tapasztalható csökkenés leginkább a szántók térfoglalására vezethető vissza, mivel ezek eleinte elszórtan, kisebb parcellákba rendeződve helyezkedtek el, majd fokozatosan nagyobb egységekbe tömörültek, ezáltal kevesebb foltot alkottak. Ugyanakkor 1941-től kezdve megfordult a trend, mert az erdők foltszáma a részarányukkal együtt meredeken emelkedni kezdett, bár 1990 után már csökkent, ugyanis a kisebb foltok egyesültek. A gyepek és szántók esetében ettől az időszaktól kezdve megfigyelhető a foltszám emelkedése. Ennek hátterében pedig a fragmentáció áll, foltjaik szétszórtabban helyezkedtek el, a korábbi összefüggő területek felszabdalódtak.



8. ábra A foltszám (NP) változása a vizsgált időszakban.

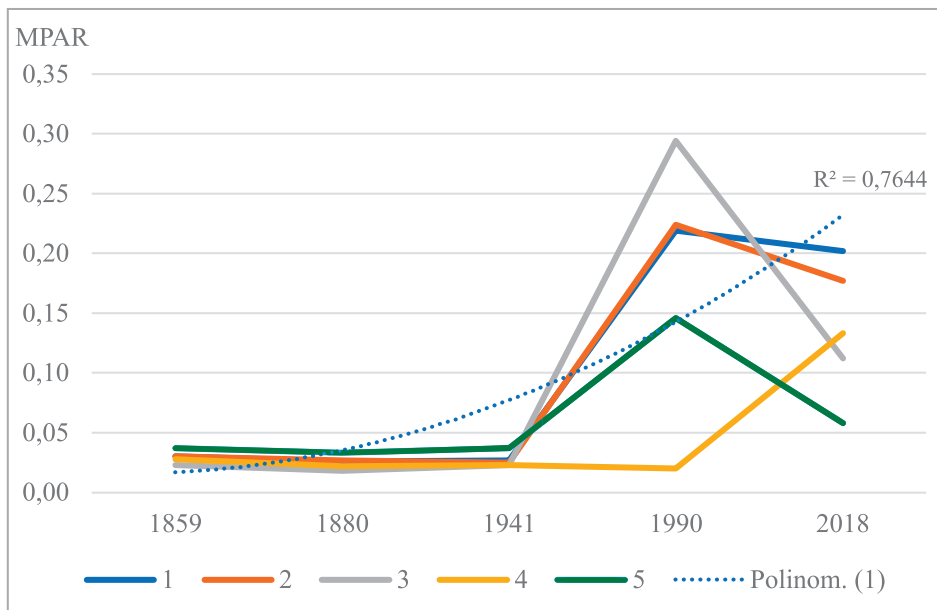
1: táj szint, valamint a görbe polinomiális trendvonalára és R^2 értéke; 2: erdő; 3: szántó; 4: gyepek; 5: vizes élőhely (szerk. NÉMETH G.)

Figure 8 Change in the Number of Patches (NP) in the investigated period.

1: landscape level, polynomial trend of the curve and R^2 value; 2: forest; 3: arable land; 4: grassland; 5: wetland (by G. NÉMETH)

Ez a folyamat a gyepek vonatkozásában kedvezőtlennek tekinthető, ugyanis az elszórt élőhelyek sokkal sérülékenyebbé válnak a környezeti hatásokkal szemben, a szegélyhatás erősödése hátrányosan befolyásolja ezeket az életközösségeket.

A kerület-terület arány középértéke (MPAR) a foltok komplexitására utal. Minél nagyobb az értéke, annál összetettebb foltok jellemzik a vizsgált tájat. Az index esetében 1941-ig stagnálást, majd ezt követően 1990-ig ugrásszerű növekedést figyelhetünk meg, napjainkra pedig csökkenést láthatunk (9. ábra). A hektikusan változó lefutás miatt a trendvonal kevésbé illeszkedik a görbére, a determináltsági együttható pedig alacsony,



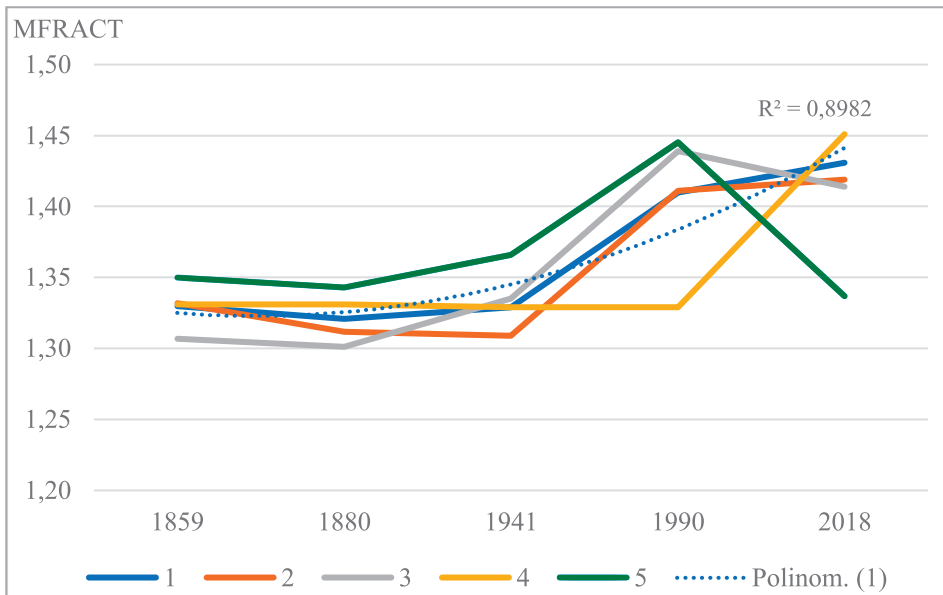
9. ábra A kerület-területarány középértékének (MPAR) változása a vizsgált időszakban. 1: táj szint, valamint a görbe polinomiális trendvonalja és R^2 értéke; 2: erdő; 3: szántó; 4: gyepek; 5: vizes élőhely (szerk. NÉMETH G.)

Figure 9 Median Perimeter-Area Ratio (MPAR) in the investigated period.

1: landscape level, polynomial trend of the curve and R^2 value; 2: forest; 3: arable land; 4: grassland; 5: wetland (by G. NÉMETH)

bár az NP mutató R^2 értékét meghaladja. Az MPAR értéke az erdők és szántók esetében 1990-ig nőtt, majd utána csökkenni kezdett és ez kihatással van az egész kutatási területre, mivel túlnyomó többségét ez a két kategória alkotja. A fraktáldimenzió középértéke (MFRACT) is a foltok összetettségét írja le, ezért korrelációt mutat az előbbi mérőszámmal, kivéve a legutóbbi évtizedeket, amikor a kerület-terület aránnyal ellentétben növekedni kezdett (10. ábra). Ennek megfelelően trendvonalja és R^2 értéke is szorosabb illeszkedést mutat, ugyanis kevésbé ingadozó görbét ír le. Az eltérés oka, hogy a kerület-terület arány középértékének eredményét az adott osztályba tartozó foltok száma is befolyásolja, míg a fraktáldimenzió esetében ez a tényező nem játszik szerepet. Ennek következtében az előbbi mutató inkább a foltszámmal (NP) míg az utóbbi a foltosztály területével (CA) mutat hasonlóságot.

A Shannon-féle diverzitás (SHDI) a táji sokféleségre utal, vagyis ha magas az értéke, az egyes foltok, illetve folttípusok egyenletesebben helyezkednek el és eloszlásuk is ki-



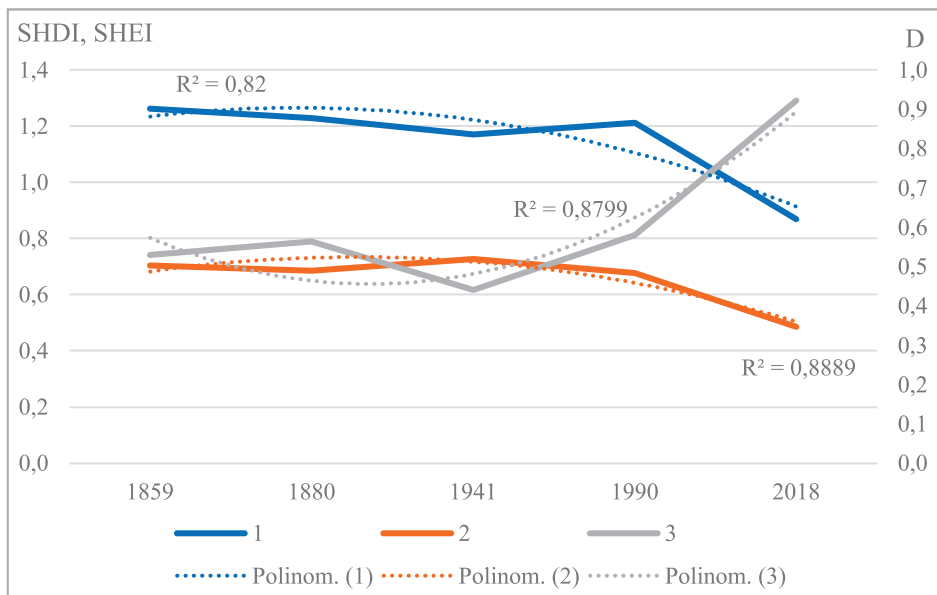
10. ábra A fraktáldimenzio középértékének változása (MFRACT) a vizsgált időszakban. 1: táj szint, valamint a görbe polinomiális trendvonala és R^2 értéke; 2: erdő; 3: szántó; 4: gyep; 5: vizes élőhely (szerk. NÉMETH G.)

Figure 10 Median Fractal Dimension in the investigated period. 1: landscape level, polynomial trend of the curve and R^2 value; 2: forest; 3: arable land; 4: grassland; 5: wetland (by G. NÉMETH)

egyenlítősebb. 1990-ig szűkebb tartományban ingadozott, 1,17 és 1,262 között (11. ábra). Ezután látványos visszaesés történt, a táj komplexitása jelentősen csökkent, ami szintén az erdők számottevő térfogatvesztéséről tanúskodik. A Shannon-féle egyenletesség (SHEI) görbéje rendkívül hasonló, azonban 1880 és 1990 között fordított arányban állt vele. Megfigyelésünk szerint a mutatószám eredményeire nagyobb hatást gyakorol a foltosztályok száma (fordított arányban áll vele), és azért kaphattunk 1941-ben magasabb értéket, mert ekkor különítettük el a legkevesebb tájhasználati kategóriát. Ugyanakkor fontos megjegyeznünk, hogy a trendvonal mindkét görbe esetében hasonló lefutást mutat, valamint a két index korrelációs együtthatója 0,94, tehát gyakorlatilag megegyező trendet írnak le. Az SHDI esetében szoros összefüggés figyelhető meg a legnagyobb foltosztály részarányával, negatívan korrelál vele. Jól megfigyelhető, hogy 1941-ben és 2018-ban, amikor a legnagyobb kiterjedésű kategória fokozottabb jelentőséggel bírt, akkor az SHDI értéke alacsonyabb volt. A dominancia (D) index az előbbi mérőszámokkal ellentétben akkor vesz fel magasabb értéket, amikor egy foltosztály erőteljesebben befolyásolja a táj szerkezetét, ezért láthatunk kiugró, 1-hez közelítő eredményt napjainkban, mert az erdők több mint 50%-os arányban vannak jelen. A polinomiális trendvonal mindhárom görbe esetében szoros illeszkedést mutat, a determináltsági együttható 0,82 és 0,89 közötti értékeket vesz fel.

Következtetések

Kutatási eredményeink értékelése során legfőbb szempontunk a kapott adatokból, illetve a megfigyelt trendekből levonható következtetések áttekintése, valamint a tájko-



11. ábra A Shannon-féle diverzitás index (SHDI), a Shannon-féle egyenletesség (SHEI) és a Dominancia (D) változása a vizsgált időszakban.

1: Shannon-féle diverzitás index; 2: Shannon-féle egyenletesség; 3: Dominancia, valamint a három mérőszám polinomiális trendvonalra és R^2 értéke (szerk. NÉMETH G.)

Figure 11 The Shannon Diversity Index (SHDI), the Shannon Evenness Index (SHEI) and the Dominance index (D) in the investigated period.

1: SHDI; 2: SHEI; 3: D with the polynomial trend of the three indices and R^2 value (by G. NÉMETH)

lógiai javaslatlattétel volt, mellyel a természetvédelmi tervezés és a fenntartható mező- és erdőgazdálkodás folyamatát szeretnénk elősegíteni.

Mintaterületünk tájhasználatában jelentős változások zajlottak a vizsgált időszakban. A 19. század közepétől egészen 1941-ig az antropogén hatások erősödése, a tájhasználat intenzitásának számottevő növekedése figyelhető meg, amely leginkább a szántóföldek térnyerésére vezethető vissza. A folyamat együtt járt a természetközeli foltok (vizes élőhelyek, gyepek, erdők) zsugorodásával. 1920 után, de különösen a második világháború után ellentétes irányú folyamatok zajlottak a Dráva árterében, csökkenni kezdett a szántók részaránya, nőni az az erdők kiterjedése. A folyamatot erősítette, hogy a vízrendezési munkálatok során bővítették, felújították a folyóval párhuzamosan futó töltéshálózatot, hogy ezzel segítsék elő az ármentesített területek védelmét. Ugyanakkor ez együtt járt a nagyvízi ártér szűkülésével, amely az árvízszintek emelkedését hozta magával, jelentősen megnehezítve a töltésen belüli területek gazdaságos mezőgazdasági művelését. Az említett változások következtében a területet érő antropogén hatások jelentősen gyengültek, ezáltal a tájhasználati arányok jóval természetközeli képét mutattak. Ez az állapot viszont nem tekinthető minden szempontból hasonlatosnak az intenzív gazdasági hasznosítás előtti környezethez. Az ártéri erdők bővülése ugyan pozitív fejleményként értékelhető, de ezek sok esetben invazív fajokkal borítottak (GYENIZSE P. et al. 2020), a gyepek és vizes élőhelyek marginalizálódása pedig a táji szintű biodiverzitás csökkenését hozta magával.

A tájszerkezet változásai kezdetben szintén a társadalmi-gazdasági hatás erősödéséről tanúskodtak, a fragmentáció a természetes élőhelyfoltok esetében erősödött, ezzel szemben a szántók egyre nagyobb parcellákba rendeződtek. A 20. század közepétől azonban

ez a trend is megfordult, mert az erdők fokozatosan egyre nagyobb foltokba tömörültek, míg a szántók kisebb egységekre estek szét. A természetvédelmi szempontból kiemelten fontos vizes élőhelyek és gyepek tájmetriai indexei viszont egyre kedvezőtlenebbé váltak.

A táj fejlődéstörténetét és a kialakult állapotot figyelembe véve a legfontosabb optimalizálási javaslatunk a fenntartható vízgazdálkodás előtérbe helyezése, mivel ez a tényező jelenti a kiindulási alapot a tájhasználat természetesebbé tételéhez. Az ártér évszázadokkal ezelőtti állapotától eltérően napjainkban elenyésző a vizes élőhelyek és gyepek aránya, ezért igen fontos, hogy figyelembe vegyük ökológiai igényüket, amihez pedig hatékony vízviisszatartás szükséges. Ez lehetne egy foggazdálkodáshoz hasonló rendszer, melyben az áradások vizét csatornák segítségével a holtágakba és mélyfekvésű területekre vezetik, ezzel segítve a talajvízszint emelkedését és a környező élőhelyek vízellátottságának javulását, valamint mérsékelve a szélsőséges időjárási eseményekkel szembeni kitettséget.

Vizsgálatunk során megfigyeltük, hogy a 20. század második felében az erdők aránya jelentősen nőtt, napjainkra pedig a kutatási terület felét ezek az élőhelyek foglalják el. Véleményünk szerint nem szükséges számottevő mértékben növelni ezt az arányt, azonban a meglévő állományok életfeltételeinek javítása érdekében minden lehetséges lépést meg kell tenni, többek között az előbb említett vízviisszatartási koncepció megvalósításával (különösen a tartós vízborítást, víztöbbletet igénylő fajok, például fűz, nyár, enyves éger esetében). Az optimális vízellátottság egyik kedvező hatása lehet páratartalom kiegyenlítése, ami elengedhetetlen az ideális erdei mikroklíma fenntartásához. Néhány esetben indokolt lehet új erdőterületek, például a tájszerkezeti szempontból kedvezőtlen adottságú (fragmentált, vagy nagy kerület-terület aránnyal rendelkező) foltok esetében, ezáltal csökkentve a szegélyhatás negatív következményeit. Kiemelten fontos az invazív fajok (amerikai kőris, zöld juhar, fehér akác) kiszorítása a területről és az erdőfelújítások során az adott környezethez leginkább alkalmazkodó őshonos fajok telepítése, valamint a változatos kor- és fajösszetétel elérése.

Javasoljuk a gyepek és vizes élőhelyek térnyerésének elősegítését, ugyanis ezek az életközösségek napjainkra marginalizálódtak a mintaterületen, viszont a természetvédelem fontos célterületeit jelenthetnék. Jelenleg a kutatási terület negyedét szántók borítják, ezek átalakításával különösen a gyepek aránya lenne növelhető. Ezáltal mozaikosabbá válna a táj szerkezete és jelentős mértékben növekedne a biodiverzitás is. A gyepek telepítése eredményesen megvalósítható fűmagkeverékek vetésével (HAJNÁCZKI S. et al. 2014), illetve a természetes szukcesszió elvén is. A folyamatos növényborítottság lehetővé teszi a talaj védelmét a környezeti hatásokkal (erózió, defláció) szemben, ezenkívül elősegíti a szerves széntartalom növekedését, amely a pufferkapacitást is javítja.

A tájhasználat természetvédelmi szempontú átalakítása során kiemelt jelentősége van a foltok közötti összeköttetés (konnektivitás) erősítésének. A megmaradt, szegmentáltan elhelyezkedő természetközeli élőhelyek összekapcsolásával biztosítható a fajok genetikai áramlása és a védett fajok akadálytalan terjedése.

A fenntartható tájgazdálkodás fontos részét képezi az őshonos állatok tartása, amelyre a Dráva ártere is lehetőséget biztosít. Az intenzív mezőgazdaság térnyerése előtt jellemző fás legelők, legelőerdők helyreállítása szintén kedvezően hatna a tájhasználatra.

Köszönetnyilvánítás

Németh Gergő kutatása az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-21-3 kód-számú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott szakmai támogatásával készült.

NÉMETH GERGŐ
PTE TTK Földtudományok Doktori Iskola, Pécs
gergotab@gmail.com

LÓCZY DÉNES
PTE TTK Természet- és Környezetföldrajzi Tanszék, Pécs
loczyd@gamma.ttk.pte.hu

GYENIZSE PÉTER
PTE TTK Térképészeti és Geoinformatikai Tanszék, Pécs
gyenizse@gamma.ttk.pte.hu

IRODALOM

- ANDRÁSFALVY B. 1975: Duna mente népének ártéri gazdálkodása Tolna és Baranya megyében az ármentesítés befejezéséig. – In *Tanulmányok Tolna megye történetéből VII.* pp. 159–231.
- BLANKA V. – MEZŐSI G. – MEYER B. 2013: Projected changes in the drought hazard in Hungary due to climate change. – *Időjárás* 117. pp. 219–237.
- COUSINS, S. 2001: Analysis of land-cover transitions based on 17th and 18th century cadastral maps and aerial photographs. – *Landscape Ecology*. 16. pp. 41–54. <https://doi.org/10.1023/A:1008108704358>
- CSORBA P. 2021: Magyarország kistájai. – *Meridián Táj- és Környezetföldrajzi Alapítvány, Debrecen.* pp. 48–49.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.). 2010: Magyarország kistájainak katasztere. – *MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.* pp. 124–127.
- FODOR I. – GÁLÓSI-KOVÁCS B. 2019: A Kárpát-medence határokon átnyúló természeti értékei. – In *A környezet és a határok kutatója.* pp. 39–51.
- GYENIZSE P. – MORVA T. – ORTMANNÉ-AJKAI A. – A. – LÓCZY D., HALMAI Á. – PIRKHOFER E. 2020: Az Alsó-Dráva-ártér felszínborításának vizsgálata távérzékelési és geoinformatikai módszerekkel. – In *Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában XI: Theory meets practice in GIS.* pp. 101–107.
- HAJNÁCZKI S. – ILLYÉS E. – DONKÓ Á. – SZABÓ G. 2014: Magas biológiai értékű tömegtakarmányt biztosító gyepek kialakítása az ökológiai gazdálkodás keretei között: előzetes eredmények. – *Gyepgazdálkodási Közlemények* 1. 2. pp. 11–16.
- HRIG D. (szerk.). 1973: *A magyar vízszabályozás története.* – Országos Vízügyi Hivatal, Budapest. 273. p.
- IVÁNYI I. – LEHMANN A. (szerk.). 2002: *Duna-Dráva Nemzeti Park.* – Mezőgazda Kiadó. pp. 27–44.
- JAEGER, J. A. G. 2000: Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. – *Landscape Ecology*. 15. 2. pp. 115–130. <https://doi.org/10.1023/A:1008129329289>
- KLUG, H. – LANGANKE, T. – LANG, S. 2003: IDEFIX - Integration einer Indikatoren Datenbank für landscape metrics in ArcGIS 8. x.. – In: J. Strobl, T. Blaschke, G. Griesebner (Hrsg.): *Angewandte Geografische Informationsverarbeitung XV.* Heidelberg: Wichmann, S. pp. 224–233.
- KONKOLY-GYURÓ É. – BALÁZS P. 2016: Erdőborítás-változás a Kárpát-medence térségében a 19. század közepétől napjainkig. – *Erdészettudományi Közlemények*, 6. 1. pp. 79–97. <https://doi.org/10.17164/EK.2016.007>
- LANG, S. – TIEDE, D. 2003: vLATE Extension für ArcGIS – vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse. ESRI European User Conference 2003 Innsbruck, CDROM 1–10.
- LÓCZY D. – DEZSŐ J. 2018: Landscape rehabilitation: The old Drava programme. *Springer Geography*. pp. 367–391. https://doi.org/10.1007/978-3-319-92816-6_21
- LÓCZY D. – GÁL-BALOGH R. – PROKOS H. 2016: Ártérhelyreállítási lehetőségek a Dráva magyarországi szakaszán. – *ACTA CLIMATOLOGICA ET CHOROLOGICA*. 50/B. pp. 63–75.
- LOVÁSZ GY. 2013: A jelenkori tektonika hatása a Duna, a Tisza és a Dráva hidrológiai folyamataira [The effect of recent tectonics on the hydrological processes of the River Danube, Tisza and Drava]. – *Földrajzi Közlemények*, 137. 3. pp. 248–256.
- MCGARIGAL, K. 2002: Landscape pattern metrics. – In E.-S. ABDEL H. – P. WALTER W. (szerk.), *Encyclopedia of Environmetrics*. pp. 1135–1142. John Wiley & Sons, Chichester, U.K.
- MCGARIGAL, K. 2015: FRAGSTATS Help. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf>
- MCGARIGAL, K. – MARKS, B. J. 1995: FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. – General Technical Report - US Department of Agriculture, Forest Service, (PNW-GTR-351). <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-351>

- NÉMETH G. – GYENIZSE P. – LÓCZY D. 2020: A földhasználat és a tájmintázat alakulása a Kelet-Külső-Somogyi-domságban a 18. század közepétől napjainkig. – *Tájökológiai Lapok*, 18. 1. pp. 37–44.
- NÉMETH G. – LÓCZY D. – GYENIZSE P. 2021: Long-term land use and landscape pattern changes in a marshland of Hungary. – *Sustainability*, 13. 22. <https://doi.org/10.3390/su132212664>
- O'NEILL, R. V. – KRUMMEL, J. R. – GARDNER, R. H. – SUGIHARA, G. – JACKSON, B. – DEANGELIS, D. L. – MILNE, B. T. – TURNER, M. G. – ZYGMUNT, B. – CHRISTENSEN, S. W. – DALE, V. H. – GRAHAM, R. L. 1988: Indices of landscape pattern. – *Landscape Ecology*, 1. 3. pp. 153–162.
- ORTMANNÉ-AJKAI A. 2018: Oxbow lakes: Vegetation history and conservation. – In *Springer Geography*. Springer International Publishing. pp. 199–213. https://doi.org/10.1007/978-3-319-92816-6_13
- PÉCSI M. 1972: A környezet komplex kutatásának földrajzi problémái. – *Földrajzi Közlemények*, 20. 2–3. pp. 127–132.
- REMENYIK B. 2006. A Dráva-szabályozás története és a folyó hasznosítási lehetőségei. – Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar Földtudományok Doktori Iskola. pp. 49–54.
- SCHWARZ, U. – BLOESCH, J. – CHEN, Y. – TAKARA, K. – CLUCKIE, I. – SMEDT, H. F. 2004: GIS-supported mitigation of the impact of hydropower dams on the flood plains of the Drava-Mura Rivers in Croatia/Hungary. – *IAHS PUBLICATION*. pp. 178–187.
- SZABÓ SZ. – CSORBA P. 2009: Tájmetriai mutatók kiválasztásának lehetséges módszertana egy esettanulmány példáján. *TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK / JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY*. 7. 1. pp. 141–153.
- TÚRI Z. 2015: A tájszerkezet geoinformatikai módszereinek elemzése alföldi mintaterületen. – Debrecen: Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács Földtudományok Doktori Iskola. pp. 149–153.

Internetes hivatkozások

- Központi Statisztikai Hivatal: Fontosabb gabonafélék termésátlagai
https://www.ksh.hu/docs/hun/agraar/html/tabl1_4_3_1.html (2022.07.20.)
- Központi Statisztikai Hivatal: Műtrágyázott területre kijuttatott hatóanyag mennyiség [kg/ha]
https://www.ksh.hu/stadat_files/mez/hu/mez0042.html (2022.07.23.)
- Műtrágya- és szervestrágya-felhasználás hazánkban (2022.07.18.)
http://technika.gmgi.hu/uploads/termek_1068/mutra_gya__es_szervestr_gya_felhasznalas_hazankban_16_10.pdf
- Net Jogtár – 1995. évi LVII. törvény a vízgazdálkodásról
<https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=99500057.tv> (2022.08.12.)

Felhasznált térképi állományok:

- A Magyar Királyság Második Katonai Felmérése 1806–1869 (1:28800), DVD, Arcanum Adatbázis Kft., Budapest. 2005
- A Magyar Királyság Harmadik Katonai Felmérése 1869–1887 (1:25000), DVD.; Arcanum Adatbázis Kft. Budapest 2007.
- Magyarország Katonai Felmérése 1941 (1:25,000); HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtára: Budapest.
- Corine Land Cover (CLC) 2018 adatbázis
<https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018> (2022.07.15)
- USGS Earth Explorer Landsat-5 felvételei
<https://earthexplorer.usgs.gov/> (2022.07.15)
- Copernicus Open Access Hub, Sentinel-2 felvételek
<https://scihub.copernicus.eu/> (2022.07.15)