

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*) flórajárással határolják. Nyugatról pedig a Dél-Dunántúl flóraidékének (*Praeillyricum*) Külső-Somogy flórajárással (*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.

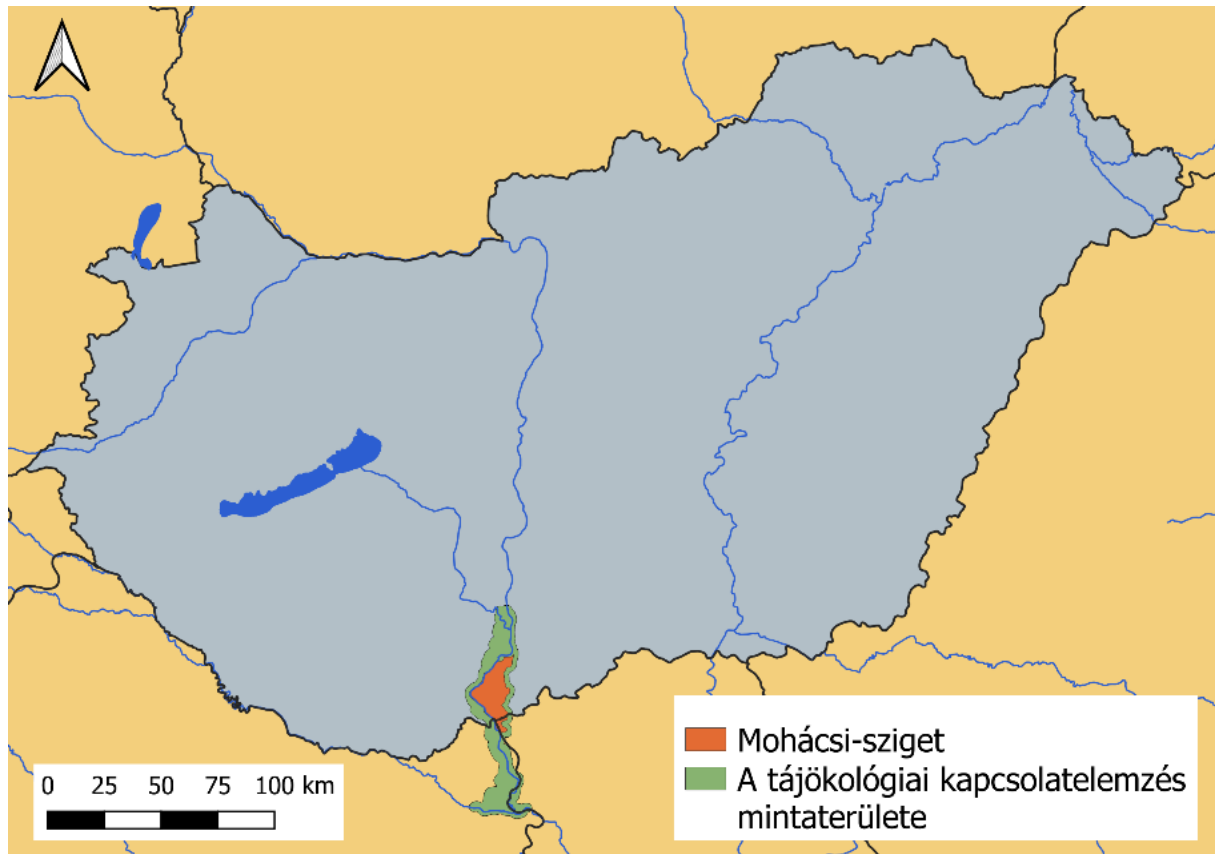
Anyag és módszer

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 Baracska-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 kígyó nyelv (*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 mocsárvonalakokkal 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 beolvasztottuk 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 egybeolvasztják. 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)

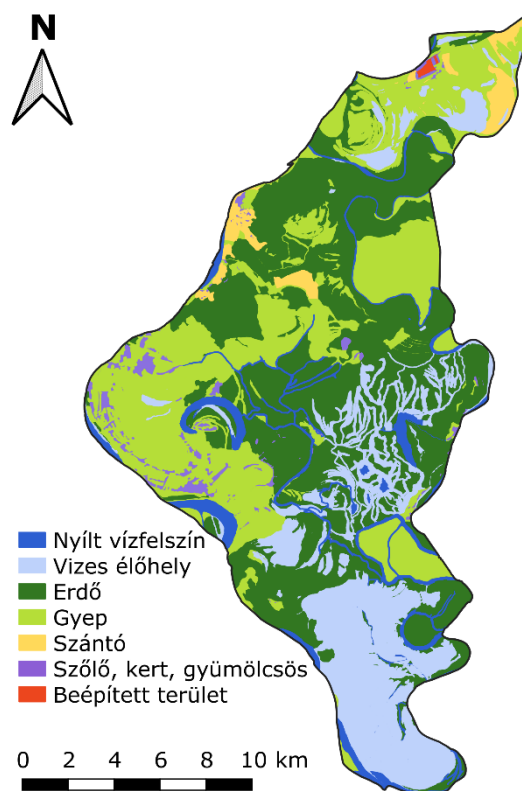
uralták. Az Első Katonai Felmérés térképlapjainak leírásaiban megemlítik, hogy a sziget ligeterdőkől, mocsaraktól, illetve egyéb nedves élőhelyektől állt, rendszerezettek voltak az elöntések (Hervai 2020).

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.



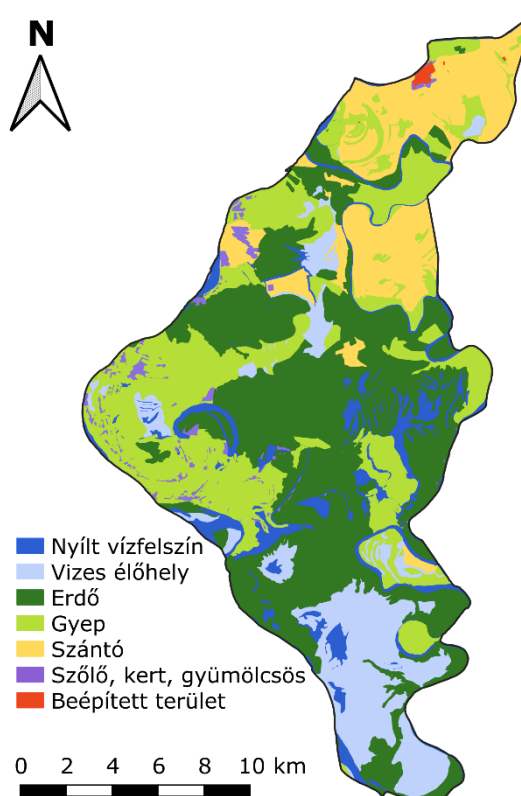
2. ábra. A Második Katonai Felmérés (1869) időszakának tájhasználati térképe
(készítette Németh Gergő)

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 védgáttársulat, 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 magánérdekeltségi 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)

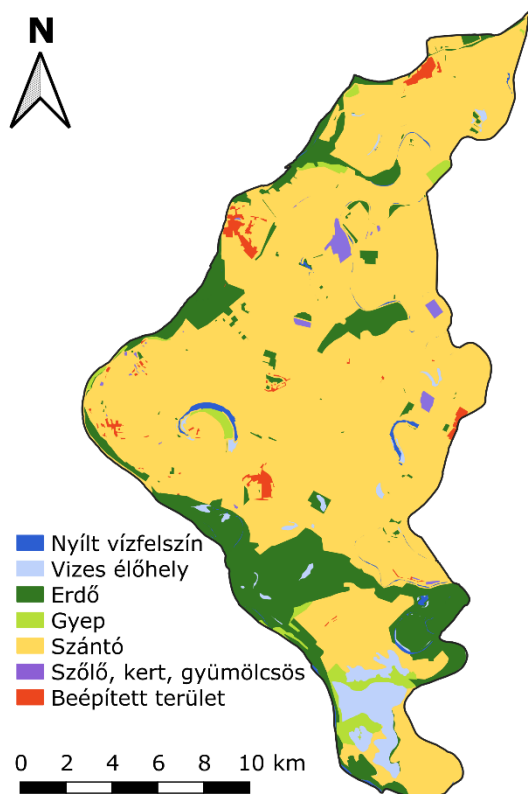
Figure 3. Land use map at the time of the Third Military Survey (1884) (by Gergő Németh)

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-

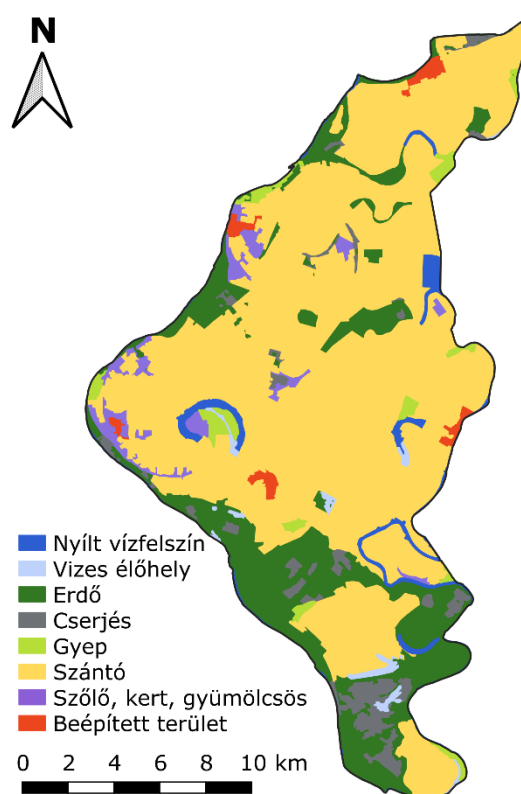
épült a karapancai és a bezdáni szivattyútelep. Ezek a munkálatok hozzájárultak ahhoz, hogy a sziget tájhasználatát minden korábbinál nagyobb mértékben átalakuljon. A természetes élőhelyek nagyfokú visszaszorítását a szántóföldek erőteljes térnyerése kísérte. Az első világháborút lezáró trianoni békeszerződés 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 maradt 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.



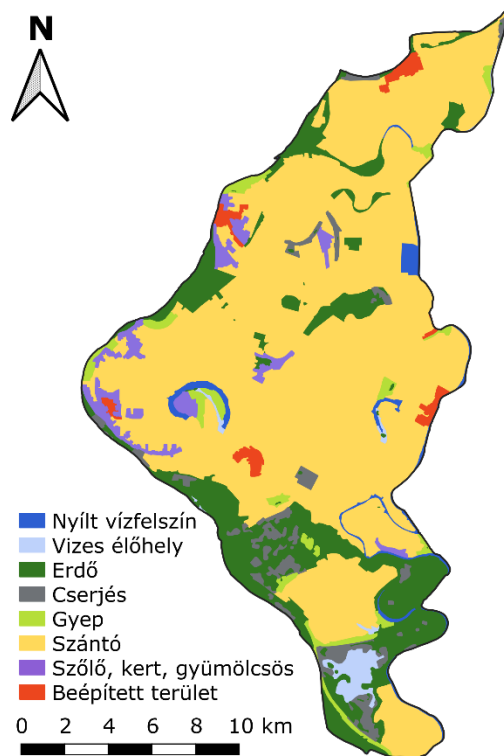
4. ábra. Az 1952-es Katonai Felmérés tájhasználati térképe (készítette Németh Gergő)
 Figure 4. Land use map at the time of the 1952 Military Survey (by Gergő Németh)



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

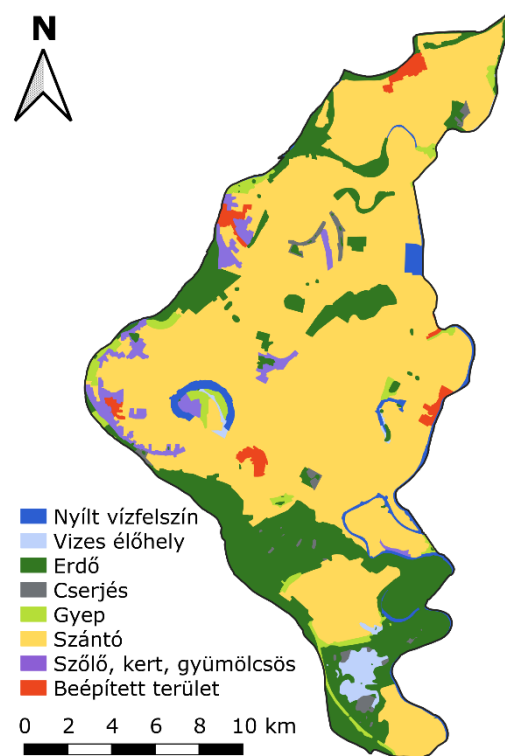
1990 körül elkezdődött a mezőgazdaság szerkezeti átalakulása, a nagyüzemek szétesése, miközben az energia és az üzemeltetés egyéb költségei is jelentősen megnövekedtek. A Mohácsi-szigeten és országosan is drasztikusan visszaesett az öntözés. Az 1950-es évek után már nem láthatók jelentős változások a 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)



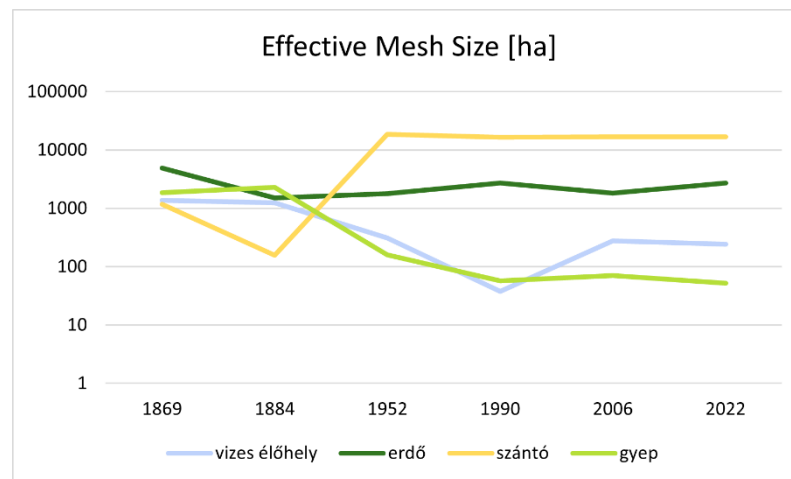
7. ábra. 2022-es tájhasználati térkép
(készítette Németh Gergő)

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 szembeűnő 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 előtört aktív ártérrel kiszorult a mezőgazdaság, viszont könnyebben fennmaradhattak, helyenként bővílhetek is az összefüggő erdőfoltok.

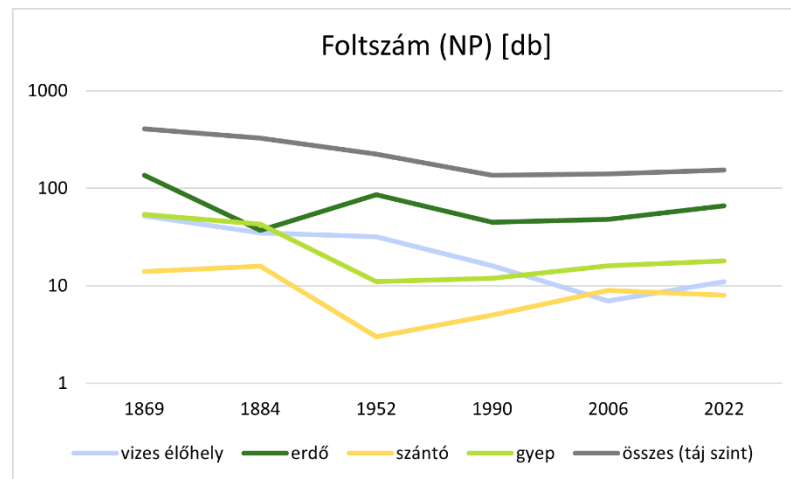


8. ábra. A hasznos rácsméret index (MESH) változásai (készítette Németh Gergő)

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 foltméreteket 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)

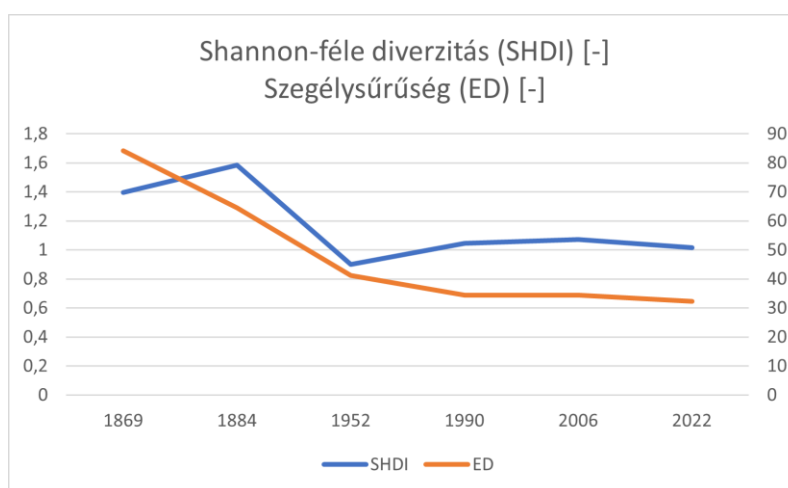
Table 4. Correlation between the Number of Patches (NP) and the Effective Mesh Size (MESH)
(edited by Gergő Németh)

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 térfelvétele miatt egyhangúbbá vált a táj. Az utóbbi évtizedekben enyhén 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.

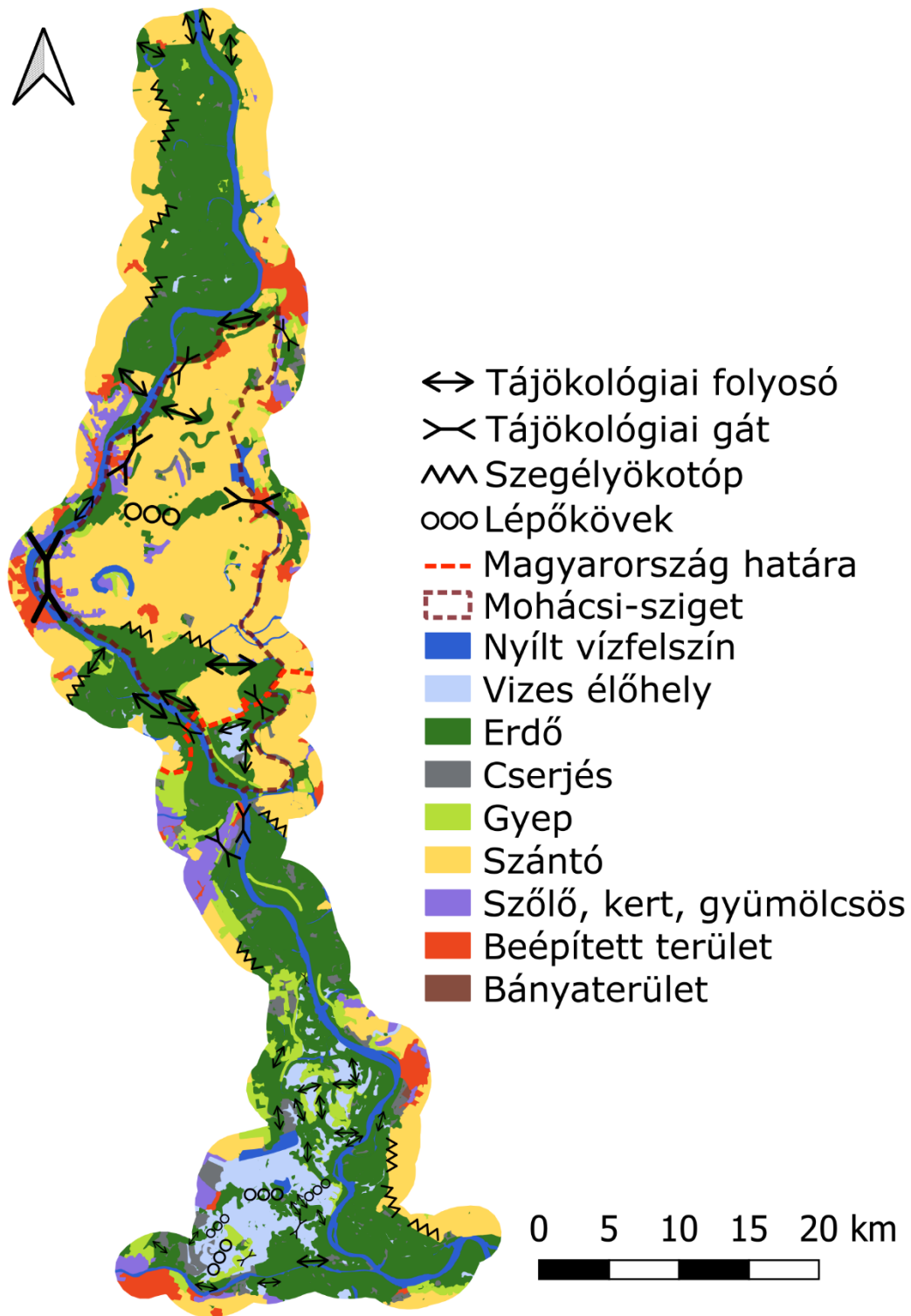


10. ábra. A Shannon-féle diverzitás (SHDI) és a szegélysűrűség (ED) változásai (készítette Németh Gergő)

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-

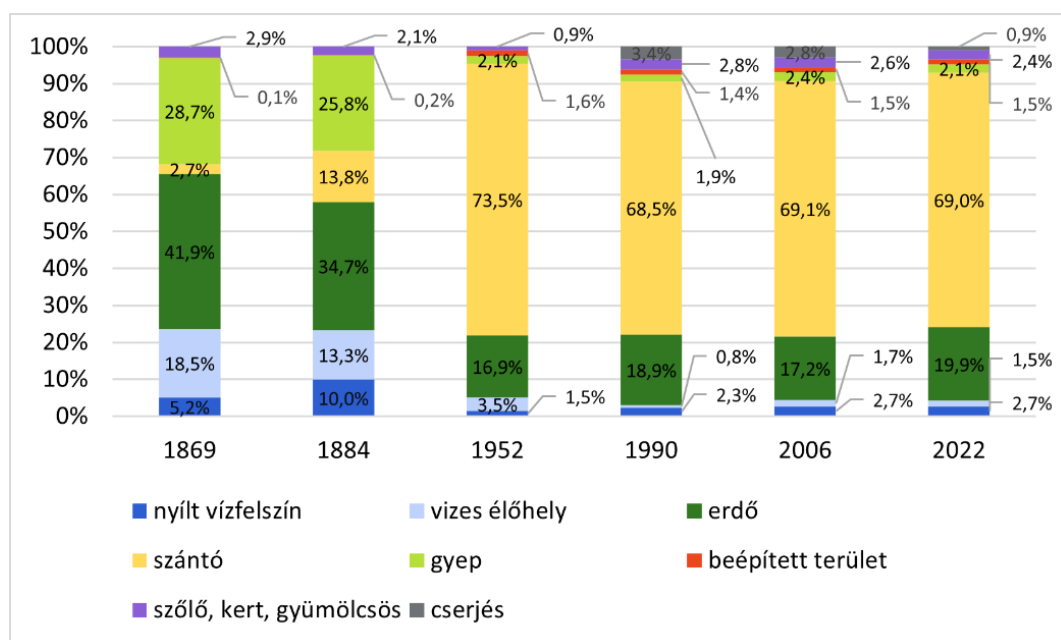
dik, legfőképpen a települések közelében. Baja, Dunaszekcső, Dunafalva, Mohács, Kiskőszeg és Apatin települések közvetlenül a folyó mentén helyezkednek el, ezért itt nem szegélyezik galériaerdők a partot. Újmohácsnál pedig a hullámtér beszűkül és részben beépített (komplikotó és hétvégi házas üdülőterület), 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 Nagybaracska 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 szegélysűrűséget. 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 javaslatlétélek

Kutatásunk egyik célja, hogy értékeljük a korábban lezajlott, természetvédelmi célú tevékenységeket, valamint gyakorlati javaslatokat is tegyünk a természetközeli tájhasználat és az erősebb tájökológiai 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 lépőkövet 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-pusztá 1. számú fúrás fúrómagjainak földtani, kőzettani leírása. In: Zárójelentés a Vári-pusztá 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.*

