



1949

**HAZAI TÁJAK ANTROPOGÉN
ÁTALAKÍTOTTSÁGÁNAK GEOINFORMATIKAI
MODELLEZÉSE**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Balogh Szabolcs

Témavezetők:

Dr. Novák Tibor József és Dr. Sütő László

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi és Műszaki Tudományi Doktori Tanács
Földtudományok Doktori Iskola
Debrecen, 2025

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Műszaki Tudományi Doktori Tanács Földtudományok Doktori Iskola „Tájvédelem és éghajlat” programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Nyilatkozom arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Debrecen, 2025.02.20.

*Balogh Szabolcs
a jelölt aláírása*

Tanúsítom, hogy Balogh Szabolcs doktorjelölt 2018-2025 között a fent megnevezett Doktori Iskola „Tájvédelem és éghajlat” programjának keretében irányítással végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2025.02.20.

*Dr. Novák Tibor József
a témavezetők aláírása*

Tanúsítom, hogy Balogh Szabolcs doktorjelölt 2018-2025 között a fent megnevezett Doktori Iskola „Tájvédelem és éghajlat” programjának keretében irányítással végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2025.02.20.

*Dr. Sütő László
a témavezetők aláírása*

HAZAI TÁJAK ANTROPOGÉN ÁTALAKÍTOTTSÁGÁNAK GEOINFORMATIKAI MODELLEZÉSE

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
a Földtudományok tudományágban

Írta: **Balogh Szabolcs** okleveles geográfus

Készült a Debreceni Egyetem Földtudományok Doktori Iskolája
(Tájvédelem és éghajlat programja) keretében

Témavezető: Dr. Novák Tibor József

Témavezető: Dr. Sütő László

Az értekezés bírálói:

Dr.

Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.

tagok: Dr.

Dr.

Dr.

Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 2025.

Tartalom

1. BEVEZETÉS	8
1.1. A témaválasztás indoklása	8
1.2. Célkitűzések	10
2. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS	11
3. ANYAG ÉS MÓDSZER	15
3.1. Kutatási területek.....	15
3.1.1. A kiválasztás szempontjai	15
3.1.2. A Bükk-vidék kistájcsoport természetes és antropogén adottságai.....	15
3.1.3. A Hajdúhát kistájrészetének természetes és antropogén adottságai.....	20
3.1.4. Monorierdő település természetes és antropogén adottságai..	23
3.2. Vizsgálati módszerek.....	26
3.2.1. A Human Influence Index (HII)	26
3.2.2. A felhasznált térképek nómenklatúra rendszerének újraszosztályozása	29
3.2.3. A Szennyezési Hatástávolsági Index (SZHI) kialakítása	38
3.2.4. A vonalas objektumok szennyezési hatástávolságának becslése	41
3.2.5. Az Antropogén Bolygatottsági Index (ABI) és a Táj Antropogén Bolygatottsági Index (TABI) megalkotása	43
4. EREDMÉNYEK	48

4.1. Táji változások időbeli elemzése a felhasznált térképek alapján	48
4.1.1. A Bükk-vidék táji változása	48
4.1.2. A Hajdúhát Látókép tájrészletének táji változása	56
4.1.3. Monorierdő település táji változása.....	58
4.2. Az Antropogén Bolygatottsági és a Táji Antropogén Bolygatottsági Index.....	61
4.2.1. A Bükk-vidék antropogén bolygatottsága a számított indexek alapján	61
4.2.2. A hajdúhát Látóképi-tanyavilág bolygatottsága a számított indexek alapján.....	68
4.2.3. Monorierdő antropogén táji változásai a számított indexek alapján	71
5. DISZKUSSZIÓ	74
5.1. Az ABI modell, mint az antropogén táji bolygatás mérőeszköze	74
6. Összefoglalás	82
7. Summary	86
IRODALOMJEGYZÉK	90
MELLÉKLETEK.....	104

1. BEVEZETÉS

1.1. A témaválasztás indoklása

Az antropogén tájformálás idő- és térbeli változásainak felmérése a XXI. század derekán különösen kiemelt figyelmet érdemel. A mai modern technológiai eszközök segítségével szinte naprakész információkat kaphatunk a világ bármely pontján történő felszínborítási változásokról (Luti et al. 2021). Azonban nem mindegy, hogy milyen felbontással és milyen gyakorisággal kapunk adatokat (Helman 2018). Egy táj antropogén jellemvonásainak teljes körű kimutatásához nemcsak az elmúlt 30 év távérzékeléssel felmért adat sorait kell figyelembe vennünk. A különböző történeti időszakokban készült felszínborítási adatbázisok és az azokhoz készült térképi bázisok a modern távérzékelés előtti idők előtről is tartalmaznak hasznosítható információkat (Nagy 2004, 2008a, 2008b), akár a humanizáció irányának kimutatásához és az antropogén eredetű tájtípusok beazonosításához (Csorba et al. 2018).

Bizonyos kutatások az egész bolygóra kiterjedően az ember által átformált felszíneket vizsgálják (McGowan 2016), de akadnak olyanok is, amelyek az éppen a kevésbé bolygatott felszínre helyezik a hangsúlyt (Riggio et al. 2020). Ezeknek a tanulmányoknak nagyobb része azonban nem minden esetben használható nagyobb és pontosabb térbeli felbontás használata során. Ilyen például a globális szinten megfelelő méretarányal dolgozó Human Influence Index (HII. 2005). Magyarországra jellemző adatbázisok feldolgozására és az időbeli változások mérőszámokkal történő megjelenítésére is számtalan módszerrel találkozhatunk (Rózsa 2010, Novák et al. 2013; Sütő 2013; Csorba et al. 2006). Ezek az elemzések általában az antropogén tájformálást, mint tájalkotó tényezőt, vagy annak valamilyen számszerűsíthető mutató segítségével kifejezhető hatását mutatták be és az értékeket rangsorolták és osztályozták. Ennek ellenére Magyarország teljes

területére nem született olyan átfogó modell, amely nyílt forráskódú, szabadon hozzáférhető adatbázisokkal dolgozik és nem csak az elmúlt évek, vagy egy rövidebb periódus antropogén tájváltozásainak mértékét számszerűsíti.

Az előbb felsorolt indokok miatt, fontosnak tartom, hogy átfogó modell segítségével minél pontosabban beazonosítsuk, számszerűsítsük és lokalizáljuk az antropogén bolygatás mértékét, és annak térbeli különbségeit, mintázatát, így előkészítve egy olyan adatelemzés alapadatbázisát, amely a mai modern XXI. századra jellemző szinten is alkalmazható.

1.2. Célkitűzések

Dolgozatom célja egy olyan térinformatikai modell létrehozása, amelynek segítségével az antropogén folyamatok tájra gyakorolt hatásait jellemezhetjük, tipizálhatjuk, következményeit felmérhetjük. Disszertációm további célja, hogy olyan mutatókat alkossak, amelyek erre eltérő kiterjedésű, felbontású és adottságú területeken is alkalmazhatóak. Ehhez az ország különböző pontjain, eltérő területi és táji jellemzőkkel rendelkező helyszíneket jelöltem ki. Ilyen volt a Bükk-vidék kistájcsoport, a hajdúsági tájrészlet Látóképi területe, valamint Monorierdő települése. Disszertációmban a következő konkrét kutatási célkitűzéseket fogalmaztam meg:

1. Mennyire pontosan kapcsolhatók össze a különböző korokban készült történeti katonai térképek, és a mai modern technológiával készült műholdfelvételeken látható felszínborítási adatok egy egységesen értelmezhető térinformatikai rendszerbe?
2. Lehetséges-e térinformatikai módszerek segítségével létrehozni olyan táji antropogén bolygatás mérésével foglalkozó mutatókat, modelleket magyarországi mintaterületekre, amelyek pontosan és hatékonyan becsülik az antropogén átalakítottság mértékét?
3. Összefűzhető-e egy indexben a bolygatottság komplex értékelésére az antropogén bolygatottság egyes részterületeire alkalmazott, különböző dimenziójú mutatók?
4. Végezetül arra is szerettem volna választ kapni, hogy az így megalkotott modellek (Antropogén Bolygatottsági Index (ABI), valamint a Tájai Antropogén Bolygatottsági azaz TABI) milyen gyakorlati alkalmazásokban és milyen feltételek mellett alkalmazhatók?

2. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS

Az antropogén tájkutatással szinte egykorú az a törekvés, hogy a különböző tájak eltérő mértékű átalakítottságát, valamilyen objektív módszer segítségével fejezzük ki. Jalas J. (1953,1955) munkássága során a növények ellenállóképességét alkalmazta, amelyeket később Sukopp, H. 1972-es munkájában továbbfejlesztett. Az így létrehozott hemeróbia értékrendszer az indikátor és indikandum reláció kölcsönösségéből adódóan megfelelőnek volt mondható a táji szintű antropogén hatások elemzésére. Azonban a módszer alkalmazásának jelentős hátrányai vannak. Mindenféleképpen ismerni kell a terület ökotópjait, növényzetét és annak jellemzőit (Szabó – Molnár 2000; Walz–Stein 2014). Éppen ezért a növényzet értékelésére kidolgozott hemeróbia fokozatokat gyakran felszínborítási (Csorba–Szabó 2009), vagy más további adatokkal kombináltan (Szilassi et al. 2017) használják, és szintén hemeróbiának nevezik. A hazai szakirodalmak alapján a természeti tőke index (Czucz et al. 2008), valamint a már meglévő kutatásokban felszínborítási értékek alapján megállapított hemeróbia skálázást (Csorba-Szabó 2009) vették alapul. A későbbiekben a kutatók továbbfejlesztve a módszertant antropogén hatás értékelésével (Móga et al. 2014), sőt kizárólag a növényzet állapotán alapuló indexel, (amely a hemeróbia inverzeként is értelmezhető) is foglalkoztak (Szilassi 2015).

A műholdas technológia fejlődésének köszönhetően a különböző felszínborítás elemzésére készült felmérések és rájuk alapozott távérzékelési módszerek segítségével (Mari–Mattányi 2002) már szinte naponta készülnek újabb felmérések (Phiri et al. 2020). Magyarország tekintetében az elmúlt évek során a felszínborítás alapú elemzések a reneszánszukat élték (Túri 2011; Szilassi 2017; Liska et al. 2017; Lennert 2018). Alkalmazását nem csak a nagy területekről homogén módszerekkel nyert, sokoldalúan tovább osztályozható

információ indokolja (Mari 2010), hanem az is, hogy a vegetáció mellett a növényzet mentes felszín anyagminőségének jellemzésére is alkalmas, amellyel két, az antropogén hatások által leginkább érintett tájelemről kapunk információt. A vegetáció viszonylag gyors regenerációs képessége miatt igen jelentős, akár a teljes felszínt átalakító emberi hatások is felismerhetetlenné, értékelhetetlenné válnak néhány száz év elteltével, ami azt jelenti, hogy az adott táj antropogén átalakítottságának mértékét a vegetáció állapota alapján megállapított természeti tőke index, vagy hemeróbia ilyenkor erősen alábecsülheti (Steinhardt et al, 1999; Lausch 2002). Ezzel szemben a gyakran, vagy frissen, de csak felszínesen bolygatott területeken az antropogén hatás mértékét a vegetáció alapján megállapított indexek túlbecsülik (Decker et al. 2017). További nehézséget okoz, hogy a természetes vegetációval nem rendelkező felszínek között az antropogén hatások tekintetében a természeti tőke index egyáltalán nem, a hemeróbia pedig csak a felszínborítási kategóriák szerint tesz különbséget, holott egy szántóföldi, és egy ipari terület antropogén hatások tekintetében nem tekinthető egyformának, ahogyan egy települési és egy ipari terület sem (Rózsa et al. 2020).

A felszíninformák alapján történő tájértékelés az antropogén folyamatoknak a felszíninformák átalakításában is megnyilvánuló hatását használja fel (Sütő 2007; Rózsa –Novák 2011; Incze et al. 2013; Novák et al. 2013). Az emberi tevékenység tájra gyakorolt hatásainak ezúton történő értékelése az antropogén geomorfológiai egyik aktuális kutatási kérdése. A hazai tájak antropogén modifikációit a fenti indikátorok felhasználásával készült tanulmányokat, (amelyeket tanulmányoztam) az 1. táblázatban foglaltam össze:

1. táblázat Tájak, ill. tájalkotók antropogén átalakítottságán alapuló indikátorok és azokat hazai tájak vonatkozásában vizsgáló tanulmányok.

Forrás: Novák et al. 2019 alapján

Indikátorként alkalmazott tájalkotó, vagy táji sajátosság	Indikátor elnevezése	Az indikátor természetes változásának idő léptéke	Hazai tájak állapotára vonatkozó tanulmányok
növényzet (csak erdők)	hemeróbia*	10-10 ² év	BARTHA D. 1994 FRANK N.–BARTHA D. 1997 MÁTYÁS Cs. 1998 BARTHA D. et al. 2003
növényzet	természeti tőke index	10-10 ² év	BÖLÖNI J. et al. 2008 CZÚCZ B. et al. 2008 MOLNÁR Zs. et al., 2009
felszínborítás	hemeróbia	10-10 ² év	CSORBA P.–SZABÓ SZ. 2009 SZILASSI P. et al. 2012
komplex (felszínborítás, növényzet, talaj - erodáltsága/tömörödöttsége, domborzat - átalakítottsága]	hemeróbia	10 ² -10 ³ év	SZILASSI P. et al. 2012 SÜTŐ L. et al. 2014 SZILASSI et al. 2015
talaj	degradációs érték**	10 ² -10 ³ év	MTA TAKI 2011 NOVÁK T. J.–INCZE J. 2018
domborzat (átalakítottsága)	hemeromorphia	10 ³ -10 ⁴ év	RÓZSA P. 2007 RÓZSA P.–NOVÁK T. J. 2011 INCZE et al. 2013 NOVÁK et al. 2013 SÜTŐ L. 2013

*az indikátor alkalmazásának célja nem a táj-, hanem az erdőértékelés

**az indikátor alkalmazásának célja nem a táj, hanem a talajok termőképességének értékelése

A táji szintű kutatásoknál használatos leggyakoribb változás mutatók között a felszínborítás vizsgálatok terjedtek el leginkább, amelyek széleskörű alkalmazását nem utolsó sorban a távérzékelési módszerek és az azon alapuló CORINE (Coordination of Information on the Environment) felszínborítási adatbázis fejlődésének köszönheti (Mari –Mattányi 2002).

Az antropogén bolygatást többen valamilyen számszerűsíthető mutató segítségével próbálták kifejezni (az ökológia *Steinhardt et al 1999; Hill et al. 2002*, a meteorológia *Cotton, - Pielke 2007, Grimmond 2007*, a régészet *Goldberg - MacPhail 2006*), ahol az értékek kiszámítása, a klasszifikáció tartalmának és a hatáserősség mértékének megadása jelentette a megoldandó kérdést (Rózsa 2010, Novák et al. 2013; Sütő 2013).

Több kutató azonban a térinformatika és a távérzékelés egyre széleskörűbb elterjedésével és fejlődésével különböző indikátorok összevonásával alkotta meg a saját méréseit (Sanderson et al. 2002; Varga et al. 2014; Gyenizse et al. 2014; Németh et al. 2022). Ilyenkor már nem csak a felszín, hanem a társadalom és a hozzájuk kapcsolható egyéb értékeket is vizualizáltak és bevontak a számításaikba (Venter et al. 2016; Mu et al. 2022).

A közelmúltban a különböző tájmetriai mutatók és a tájökölógiai folyamatok összefüggéseit bemutató tanulmányok (Uemaa et al. 2013, Adler és Jedicke 2022, Szilasi 2023) is szemléltették, hogy a táj szerkezetét leírhatjuk és jellemezhetjük is különféle mérőszámokkal. Ugyan ezt a folyamatot már pár évvel ezelőtt is felismerték (Jeannerer et al. 2021) azonban még mind a mai napig születnek új és innovatív megoldások a technológiai fejlődésnek köszönhetően (Pomara et al. 2024, Frazier és Song 2025).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. Kutatási területek

3.1.1. A kiválasztás szempontjai

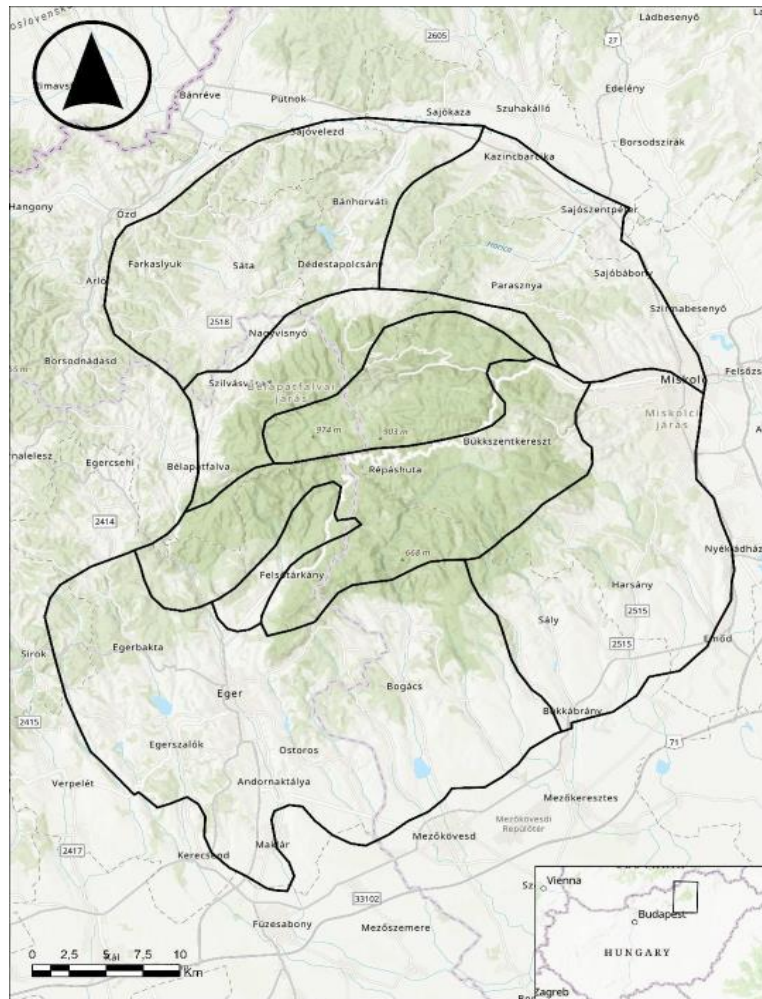
A mintaterületek kiválasztása során az volt a fő szempont, hogy eltérő karakterisztikájú tájrészek kerülhessenek összehasonlításra. Ez a tájak méretükben, eltérő fejlődéstörténetük alapján kialakult természeti viszonyaikban (földtani felépítés, domborzat, talajok, vízrajz stb.), felszínborításukban, a tájhasználat módjukban és az antropogén átalakítottság várható mértékében jelentett különbséget.

A mezorégiók azonos domborzati viszonyokkal és meghatározott fejlődéstörténettel, valamint felépítésükben megegyező adottságokkal rendelkező olyan alapegységek, amelyek szorosan összefüggenek (Dömsödi 2010). A mintaterületek felszínalakítási jellemzése szakirodalmak alapján jól tanulmányozható (*Tóth 1984, Hevesi 1986, Dobos 2002, Pelikán 2005, Kozák M. et al. 2000; 2002, Less. et al. 2002, Csámer 2007, McIntosh. 2014, Sütő et al. 2015*), ezért részletes jellemzését a disszertációban nem írom le, csupán a felszínborítás antropogén változásainak szempontjából fontosabb rövid összefoglalását teszem meg.

3.1.2. A Bükk-vidék kistájcsoport természetes és antropogén adottságai

A Bükk-hegység Magyarország legmagasabb átlagos magasságú karsztos hegysége (1.ábra). Középső része meredek lejtőkkel határolt fennsík. Habár a települések közigazgatási határai, valamint a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság (BNPI) védett területe is folyamatosan változott, kézenfekvőnek látszott, hogy a kistájai alapján ugyan változatos, de fejlődéstörténete és karaktere alapján mégis egységes Bükk-vidéket válasszam. A középtájat a kistájhatárok alapján

adtam meg (Dövényi et al. 2010). A mai felszínborítás alapját tehát a felszínre kibukkanó kőzettípusok, a rajtuk kialakult jellegadó formák és az azokhoz igazodó természetes, illetve az emberi tájhasználat által átformált növényborítás képezi.



1. ábra A Bükk-vidék kistáj áttekintő térképe. Forrás: Saját szerkesztés

A tájatalakítás nyomait a késő-pleisztocén végétől több barlang (például Szeleta, Istállós-kői-, Suba-lyuk, Balla stb.) leletanyaga őrízte meg a kőkori kultúrák életéből (Regös 2002, Ringer 2002, Baráz 2014). Ezek azt mutatják, hogy tudatosan használta és alakította át az erőforrásokban gazdag

hegység nyersanyagait, miközben befolyásolta az élelmet biztosító élővilág megjelenését. Ezek inkább lokális környezeti változásokat hordoztak, a Bükk egészének táji arculatát nem érintették.

A gazdasági és társadalmi fejlődés azonban egyre erőteljesebb tájformálást eredményezett a Bükkben is. Olyan tájtípusok jelentek meg, amelyek az emberi területhasználattal jöttek létre (közlekedési pályák, meddőhányók stb.), vagy váltak gyakoribbá (például hegyvidéki gyepterületek), miközben egyre nagyobb arányban találunk mesterséges (például települések épített elemei), vagy az embertől erősen függő tájelemeket (például szántók) (Frisnyák 1995). Sajátos helyzetet foglalnak el a Bükkvidéken az agrogén és erdőgazdálkodási folyamatok, melyek az ember leghosszabb ideje tartó beavatkozásai közé sorolhatók (Járási 2002; Petercsák 2002; Baráz 2014). Bár a Bükk belső részein inkább, a ma már értékeket hordozó rét- és legelőgazdálkodás volt az uralkodó, a peremek felől a nagyobb völgyeken keresztül a szántóföldi gazdálkodás elemei is megjelentek (Frisnyák 1995; Viga 2002). Az áradó és lefolyó vizek kártétele megjelenik már a 18. századi térképezések leiratában is (Tóth 1991). A tájhasználat megváltozásával a felszínen lefolyó csapadékmennyiség és ezáltal az erózió is egyre nagyobb mértékben lett jelen a területen. A talajszerkezet megváltozása kihatott a talajban lejátszódó alapfolyamatokra, a biogén mállás mértéke módosult és a felszíni lefolyási viszonyok megváltozásának köszönhetően a talaj humuszban gazdag része gyorsan lemosódhatott. A helytelen agrárszféra hatására szemiantropogén formák megjelenése is jellemző (Szabó - Dávid 2006), amely a Bükkben is megfigyelhető lett.

A montanogén felszínformálás az emberiség egyik legintenzívebb környezet átalakító tevékenységévé nőtte ki magát. Elsődleges és másodlagos formakincse lokálisan a legerőteljesebb minőségi változások hordozója (Erdősi 1987; Sütő 2006). Ugyanakkor a tudatos bányászati munka és az

erdőgazdálkodás, éppen az erőteljes fahasználat miatt egymásra utaltan működött, ezért a tágabb környezetet tekintve az erdők megőrzése is fontosnak bizonyult (Sütő 2013). A Bükk-vidék nyersanyag-gazdagsága alapján nyilvánvaló, hogy a kőzetek és ásványkincs kitermelése az ember bükki megjelenése óta zajlik, pl. Avas Tűzköves (Baráz 2014). A korai, kezdetleges vasércbányászatot (Upponyi-hegység, Garadna-völgy), a kő- és később a szénbányászat felfutása követte. A borsodi szénbányászat következtében létrejött ipari övezet a Bükk peremén élő népesség gyarapodásával is együtt járt, amely az összes antropogén beavatkozás típus elterjedését magával hozta. Ez ugyan nem érintette a Bükk központi tömegét, de ekkora már az erdőélés és a kőbányászat miatt a belső területeken is átalakult a természetes felszínborítás. A közvetlen elsődleges formaként létrehozott mélyművelésű bányákat és külszíni fejtéseket, további másodlagos (például meddőhányók), illetve közvetett formák és folyamatok követték (erózió, lejtős tömegmozgások stb.), amelyek által teljesen megváltoztak az eredeti geomorfológiai viszonyok, a felszín alatti karsztos vízrendszer, a helyi mikroklíma, de akár az élővilág is (Sütő - Homoki 2009, Sütő 2013).

Az indusztrógén folyamatok nemcsak a környezetszennyezések legerőteljesebb gócpontjai, hanem a tájátalakításnak is elsődleges helyszínei. A különböző ipari létesítmények más-más környezeti átalakító tevékenységgel járnak. A Bükk-vidék belsőjét a korai őskohót és az üveghutákat kivéve nem volt nagyméretű beavatkozás. Bár utóbbiak összetett tájátalakítási szerepét mutatja a hutatelepülések létrejötte (Új- és Óhuta, Répáshuta – a mai Bükkszentkereszt, Bükkszentlászló és Répáshuta), amelyek még a múlt század közepén is jelentősebb szerepet játszottak, miközben a mindennapi megélhetés miatt, egyre mélyebben behatoltak az erdőbe (Veres 2002). Ezek a tevékenységek tájban létrejövő emberi tevékenységek közül nemcsak a felszínt, hanem a felszín alatti alapkőzeteket, sőt a vízrajzot és az éghajlati

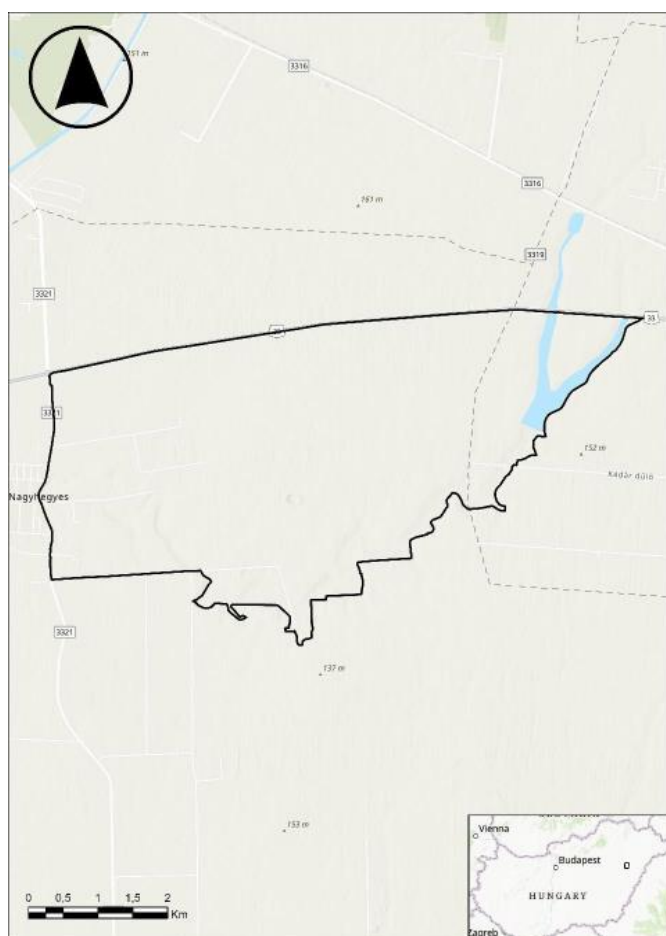
elemeket is befolyásolhatják. Gyakori az is, hogy a nagyipari tevékenységek által a korábbi kultúrtájak deformálódnak, a tradicionális tájhasználati egyensúly felbomlik. Az új tájelemek már egy teljesen más tájképet mutatnak a környezetben, amely tájdegradációval jár (Szabó - Dávid 2006).

Az első épített felszínek a tájban az urbanogén folyamatok kezdetét jelentették. Az antropogén geomorfológiai hatás legnagyobb mértékben a települések tájszintű megjelenésével fokozódott. Általában a település megjelenésétől kezdve egyre nagyobb területet vontak saját ellenőrzésük alá, s az ott élők esetleges létszámcsökkenése után is fennmaradt a legtöbb helyen a megnövekedett településméret (Sütő et al. 2014).

Az állandó települések – a fent említett hutatelepülésektől eltekintve – a Bükk belsőjében ma is a feltáró völgyekben találhatóak. Azonban a nehézipari központ jellegadó tájkarakterként jelentkezett, amely átalakította a településeket. Létesítésük során a domborzati különbségek elegyengetése alapszükséglet. A felszín változása során a lefolyási viszonyok átalakulása a lejtőszög olyan megváltozásával járhat, ami az erózió értékét növelheti. A természetes élővilág az ember betelepítésével eltűnhet, a mesterséges felszíni elemek megépítésével a talajszerkezet és a lefolyásviszonyok is megváltoznak. Az ökológiai rendszerek egyensúlya ezáltal a települést magába foglaló kistáj egészében teljesen átalakul (Szabó - Dávid 2006).

3.1.3. A Hajdúhát kistájrézletének természetes és antropogén adottságai

Második mintaterületem a Hajdú-Bihar és Szabolcs-Szatmár-Bereg vármegye határán elhelyezkedő lösszel-iszappal fedett hordaléksíksága a Hajdúhát déli részén elhelyezkedő kistájrézlet, Látókép (2.ábra). A kistájra lösztakaróval fedett hátak jellemzőek, amelyek dél felé vastagodnak. Tengerszint feletti magassága 93-162 m között változik, alföldi mészlepedékes csernozjom, réti csernozjom és mélyben szolonyeces talajok jellemzik (Dövényi 2010).



2. ábra Második mintaterületem a Hajdúhát déli részén elhelyezkedő löszhátakkal tagolt csernozjom talajokban gazdag területe Látókép néven ismert. Forrás: Saját szerkesztés

Látóképen az újkőkorban létrejött telepeket az Alföld árvízmentes térszínein szinte folyamatosan lakták a különböző kultúrák képviselői, így a tájra igen jellemző rideg állattartás és mezőgazdasággal foglalkozó tájhasználat már igen korán kialakulhatott (Erdei 1972). Azonban a folytonos népvándorlást követő viszonylag stabilnak tekinthető Árpádkorban kialakult egykori településszerkezetet és tájhasználatot az állandó hadfelvonulások megbontották, a térség elnéptelenedett s majd csak az újkorban jelentek meg az újra betelepülők/betelepítettek (Pinke, 2010). Az Alföldön a mezővárosok nagy részének külterületén a XVII.-XVIII. században sorban jöttek létre azok a „tanyahelyek”, amelyek fontos szerepet tölthettek be eme sajátos településhálózat kialakulásában.

Az 1744-es összeírás során a „*kosar*”-nak és „*hodály*”-nak nevezett szálláshelyeken Látókép 2. ábrán bemutatott vizsgált területén, nyáron 1400, télen pedig 500 nagy jószág tartózkodhatott (Szabó 1929). Az 1772-es összeírás alapján pedig 153 tanya mellett 976 ól és akol van, azaz minden 3. mellé esik csak tanya (Balogh 1936). Ezekből az adatokból is jól látszik, hogy a szilaj állattartásnak köszönhetően alakultak ki azok a tanyahelyek, amelyeket a debreceni harmincados, Hegyes környékén már „*tuguria seu szállások*” néven emleget (Szabó 1929).

A látóképi tanyavilág kialakulását Forgách királyi biztos 1774. évi földreformja kezdeményezte, ezáltal véget vetett azoknak a földközösségeknek, amelyek a város tulajdonában lévő szántóföldeket művelték (Szabó 1929). A felosztást a szepesi kamara összeírása előzte meg, amely során számba vették a Debrecen környéki földeket és pusztákat. A XVIII.-XIX. század fordulóján a szállásföldek és a puszták használata lehetőséget teremtett a tanyavilág kialakítására, ugyanakkor ebben az időben még csak igen kisszámú tanyahely létezett az Alföldön. Az alföldi tanyavilág tulajdonképpen az 1850-es években kezdett kialakulni, az örökváltást és a

tagosítást követően. Ezt megelőzően Debrecen környékén már az 1820-as évek során az időszakos pásztortanyák, földműves tanyákká való fejlődésének lehetünk tanúi. Ekkor ezeket a helyeket „szállások seu tanyák” néven emlegették. A hajdúsági területen a birtokrendezés az 1880-as évek végén fejeződött be (Orosz 1980). A korra jellemzően a területen „majoros tanyák” alakultak ki. A majorosság és kommenciós cselédség egészen az 1920-as évekig kitolódott, habár Látókép esetében a Nagyatádi-féle földreform csak 1,5% területi kiosztást eredményezett (Gazda 2000). Későbbiekben a II. világháború eseményei, valamint a szocialista éra során az évszázadok alatt kialakult tanyasi életmód teljesen megváltozott. Ezt követően a mezőgazdaság iparosítása, átszervezése és az intenzív mezőgazdaság térhódítása miatt a látóképi tanyavilág gyakorlatilag megszűnik. A tanyák számában drasztikus csökkenés figyelhető meg. Az első Tsz 1948 őszén alakul a Korom tanyán Lenin TSZCS. néven, majd 1949 januárjában létrehozzák a Tanyai Tanácsot. A tanács felméréseinek köszönhetően az 1300/1949. sz. kormányrendelet alapján tanyaközpont kialakítását rendelik el, végül 1952-ben létrejön Nagyhegyes települése (Gazda 2000). Innentől fogva a mintaterületen lévő tanyahelyek nagy része megszűnt. Az 1989-re 44 darab tanya maradt fent. Ezzel együtt a térben teljesen új közlekedési kapcsolatok alakultak ki, létrejöttek a tanya és munkahely közötti ingázó közlekedések. Régebben a tanya prioritását tekintve, mint munkahely volt számontartva. Később munkahelyül, illetve lakóhelyként szolgált az ott élőknek. Ezt követően pedig megfordult a szerep, és inkább lakóhelyként funkcionált s a város/Tsz. szolgáltatta a megélhetést (Becsei 2018). Ennek a folyamatnak köszönhető, hogy a térség teljesen elnéptelenedett és legutóbbi műholdfelvételek szerint napjainkban csak 23 darab tanyát használnak életvitelszerűen.

A XXI. század elejére a területre a piacgazdaság által kialakított nagyparcellás mezőgazdaság a jellemző. A rendszerváltást követően a

területen lévő termelősövetkezetek helyébe különböző növénytermesztéssel, állattenyésztéssel, valamint szolgáltatásokkal és értékesítéssel foglalkozó vállalkozások, társulások és magángazdaságok léptek. Ezeken a területeken a nagyfokú gépiesítésnek köszönhetően kukorica és búza intenzív termesztése folyik.

3.1.4. Monorierdő település természetes és antropogén adottságai

Monorierdő az Északi-középhegység és az Alföld határán, pontosabban a Gödöllői-dombság és a Duna-Tisza közti homokhátság területén a Monor-Irsai dombság, Pilis-Alpári homokhát és a Pesti-hordalékkúp síkság hármass találkozási pontjában található XX. században kialakult település. A terület az Ős-Duna völgyében, fiatal eróziós-deráziós formákban gazdag dombvidék, amelynek az alapját ugyan a felső-pannóniai agyagos üledék adja, de erre több méternyi lösz (helyenként 10-30m), valamint keresztarétegzett homok rakódott a felső pleisztocén idején (Dövényi 2010).

A régi településmag a 4. számú főút 39,5 – 40 km között helyezkedett el, a MOL benzinkúttal szemben lévő délnyugati magasabb térszíneken (3.ábra). Monorierdő/Újfalu esetében az írott emlékek felkutatása előtt már előkerültek a volt településre utaló nyomok. A település 1932-es felparcellázását követően sok lelet került elő az új telkeken, amelyek bizonyították, hogy Újfalu az Árpád-korban is lakott településnek számított, és a környéken lévő 3-5 falu közé tartozott. Feltételezhetően a faluban álló templomot a XII-XIII. században építették, valamikor a tatárjárást követően. (Csóka 2017)



3.ábra Monorierdő település határai. Forrás: Saját szerkesztés

Újfalu első említését egy 1324-ben Károly Róbert uralkodása alatt keletkezett birtokadományozási oklevélben leljük. A település a sorozatos birtokadományozások során végül az egi káptalan birtoka lesz 1446-tól egészen 1932-ig. Ekkor kezdődik meg a szőlő- és borkultúra kialakulása a környéken. A birtokadományozást követően a település népessége folyamatosan változik (Csóka 2017). A falu területen nagyrészt a középkorra jellemző agrár tevékenységek alakíthatták egészen az 1594-es pusztulásáig. A XIII. század közepéig kellet várnunk arra, pontos adatokat kapjunk a „puszta” további sorsáról. Az akkori technika által precízen elkészített katonai

felvételezések (Első Katonai Felmérés 1766–1785, Második Katonai Felmérés 1806–1869, Harmadik Katonai Felmérés 1872–1884) térkép szelvényeinek segítségével már olyan egzakt adatokhoz is juthatunk, hogy hol helyezkedtek el a legelők, szántók, tanyahelyek és mi volt az akkori elnevezésük. A település 1932-es felparcellázást követően folyamatosan növekszik. Az egykori igen gazdag élővilággal rendelkező tölgyerdőben sorra jelennek meg a víkendházak, majd pedig a strand és a településmag elkészültével a lakóházak is. Az 1960-1980-as években nagyfokú betelepülés zajlott. A területet Monor városa kezelte külterületként, így a környéken lévő legelők és kaszálók nagyrészt a termelészövetkezetek tartották fenn. Azonban az 1990-es évektől ezeket az egykori agrárterületeket fokozatosan felhagyták. A régi rendszerből egyedül a szőlőterületek kezelője a Szárazhegyen működő egykori termelészövetkezetből lett Kerbor Kft., illetve a NÉBIH Növényfajta Kitermesztő Állomása foglalkozik nagyparcellás agrár tevékenységgel. Az egykori gazdag legelőterületeken már nem található meg az Egri káptalanság idején leírt birkanyáj, sajnos ezeken a gyepeken a település keleti határában lévő napelemparkot létesítettek. A település 2006 óta önálló önkormányzattal működik. Ekkor indult meg a település fejlődése és a középületek létrehozása és a további infrastruktúra fejlesztése. Manapság igen nagyarányú a betelepedés. A budapesti agglomeráció, a település északi részén újonnan létesített M4 autópálya és a vasút közelsége miatt a fővárosban dolgozók számára már alvótelepülésként funkcionál.

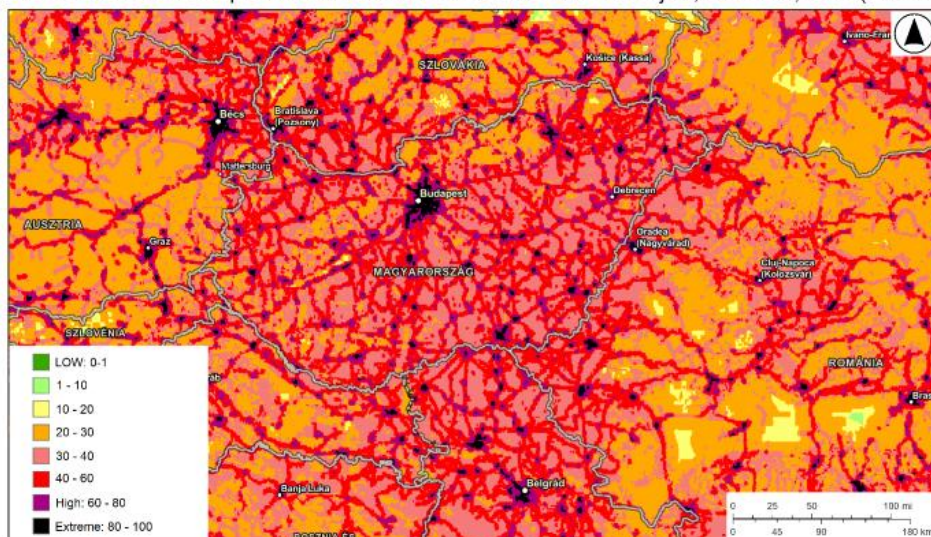
3.2. Vizsgálati módszerek

3.2.1. A Human Influence Index (HII)

Kutatásomhoz a Vadvédelmi Társaság (Wildlife Conservation Society – WCS) és a Columbiái Egyetem Földtudományi Intézete (Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University) által készített „Human Influence Index”-et tanulmányoztam. Az elkészített térképet 2005 év végén publikálta a NASA Társadalmi-gazdasági Adat- és Alkalmazási Központja (NASA Socioeconomic Data and Applications Center SEDAC).

A mutatót az ember és környezetének kapcsolatát reprezentálóknak tekinthető négyféle paraméter értékeinek összesítésével képezték (népesség, közlekedés, termelés, urbanizáció) majd földi léptékű geoinformatikai ábrázolás során mutatták be térbeli mintázatát (WCS - CIESIN 2005). A modellben szerepeltek a transzportogén felszínformák térbeli kiterjedéséből, s a hozzájuk köthető környezetterhelésből eredő számítások. Az index használhatóságát, mint a legtöbb táji mutatóét, természetesen befolyásolja az adatfelvételezés léptéke. Bár a földi léptékű modell jó áttekintést ad az egyes régiókról, azonban az 1 km² pixelfelbontás túl pontatlannak bizonyul hazánk területére nézve. Ez jól látszik a 4. ábrán is, ahol az ország nagyrésze az ilyen felbontásnál már az igen bolygatott területek közé esik. Tovább elemezve a térképezési módszertant azonban már találunk olyan elemeket, amelyek segítségével sokkal pontosabb felbontásokat is elérhetünk.

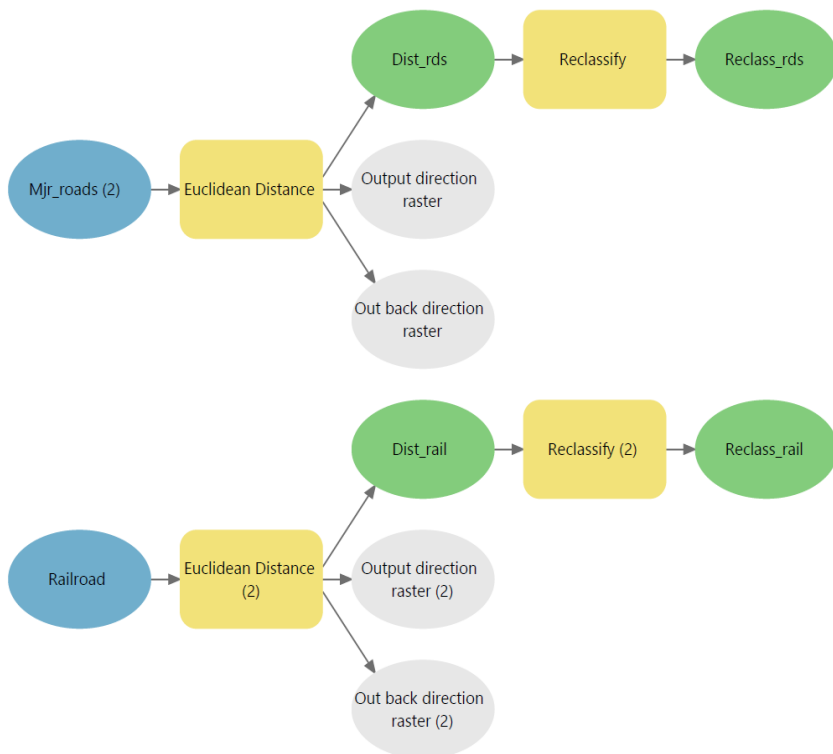
The Global Human Footprint Index Dataset of the Last of the Wild Project, Version 2, 2005 (LWP-2)



4.ábra A „Global Human Footprint Index” Magyarországi térképe,
Forrás:

https://sedac.ciesin.columbia.edu/arcgis/rest/services/sedac/wildareas_v2_human_footprint_geographic_image_service/ImageServer

A HII modell szabadon felhasználható adatbázisokat vesz alapul (köztük a CORINE felszínborítás értékeit), amelyeket 1 - 10-es skálabeosztást alkalmaz. Az adatbázisok súlyozásához a Sanderson és társai által alkalmazott „Wild/Not Wild” besorolást használja (Sanserson et al. 2002). Az így elkészült alap fedvényeket végül egymás fedésébe hozza s térinformatikai szoftver segítségével összevonja. A létrehozott alaptérképet az összeadott eredmények alapján raszteres állománnyá alakítja (Venter et al. 2016). A modell alapján készülő súlyozott alaptérkép könnyen reprodukálható, átalakítható. A modell az ArcGIS térinformatikai szoftvercsaládban készült el, így a kutatás során fel tudtam használni a modell általam készített változatát (a HII modellt a következő honlapon nézhetjük át: <https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/collection/wildareas-v2/methods> 2025.02.17.).



5. ábra Részlet a "HII" modellből. Forrás: Saját szerkesztés a HI módszertan alapján

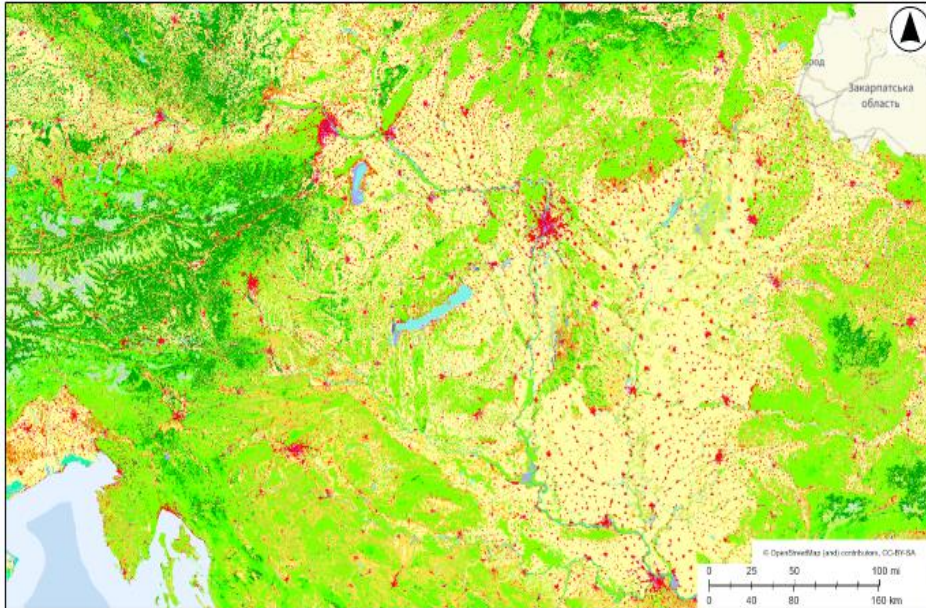
A modell a vonalas térbeli objektumok esetén az euklideszi távolságmérést használja (5. ábra). A „HII” modellben a készítők 200 m-es távolságot adtak meg. Ezt követően „Wild/Not Wild” értékekkel reklasszifikálnak. A módszertan igen csekély mozgásteret hagy a különböző szennyezési hatástávolságok becsléséhez. Éppen ezért a modellből kizárólag a reklasszifikáció elvét alkalmaztam, amely az eredménytérképek után vonja össze a kapott értékeket, így alkotva meg a HII alaptérkép úthálózatra vonatkozó paramétereit.

3.2.2. A felhasznált térképek nómenklatúra rendszerének újraszisztályozása

A történeti térképek nómenklatúra rendszerének térinformatikai feldolgozásával Nagy Dezső foglalkozott az elsők között, ezért az által alkalmazott történelmi kódrendszer megalkotását és kipróbálását tanulmányoztam (Nagy 2004, 2008a, 2008b), amelyet a CORINE CLC2018 felmérésének kategóriarendszerével hasonlítottam össze.

A Copernicus Földfelszín Monitorozási Program keretén belül elkészített Európai Környezetvédelmi Ügynökség (European Environment Agency, EEA) által koordinált Páneurópai komponensbe ürfelvétel mozaikok, valamint felszínborítási és földhasználati információkat biztosító adatbázisok (CORINE felszínborítás, Nagyfelbontású felszínborítási rétegek) mindenki számára nyitottak és letölthetők (6. ábra). Az Európai Unió által kezdeményezett felmérést a PHARE program keretén belül is 1:100 000-es méretarány mellett készítették el az egyes tagállamokra, köztük a közép-kelet-európai országokra is. A felmérések 1985-ben indította el az Európai Bizottság XI. Főigazgatósága (ma DG Environment = Környezetvédelmi Főigazgatóság) mégpedig azzal a célkitűzéssel, hogy összehangolja a távérzékeléssel felmérhető környezeti adatok gyűjtését. Az adatbázis elkészítéséhez a Landsat műholdcsalád (5,7), az IRS P6 LISS III, SPOT-4/5, valamint a Sentinel-2 ürfelvételeket használták (Büttner et al. 2004). Az 1993-ban véglegesített Műszaki Kézikönyv felhasználásával végül 1994-ben 4,4 millió km²-re alkották meg a legelső komplex CORINE felszínborítási adatbázist (Büttner et al. 2004).

CORINE Land Cover 2018



6. ábra Részlet a CORINE 2018-as térképezésből. Forrás:
<https://land.copernicus.eu/en/map-viewer?dataset=0407d497d3c44bcd93ce8fd5bf78596a>

Az így elkészült adatbázis valódi célja a tagállamok területein lévő felszínborítás, így a tájhasználat összegzése. Éppen ezért az 1:100 000-es méretarányt 25 hektáros területi minimummal és 100 méteres minimális lineáris elem szélességgel korlátozták. Azonban a technika fejlődésével lehetőség adódott az egyes tagországoknak 1:50 000 felbontás kidolgozására is, amelyben már 44 felszínborítási osztályozást bővítve 80 darabot is megtudnak különböztetni. Magyarország területére a legelső ilyen felvételezés 2000-ben jött létre a 2339/1996. (XII.6.) Kormány határozat alapján. Az így létrehozott felszínborítási adatbázisban a legkisebb térképezési folt mérete 4 hektár (vízfelületekre pedig 1 ha). Magyarország területére mindösszesen 5 felvételezés készült el (CLC1990, 2000, 2006, 2012, 2018). A legújabb CORINE felvételezések 2018-ban készültek el. A műholdas feldolgozás miatt a 2016/17-es év űrfelvételeit használták fel. Méretarányát tekintve 1:100 000-

es és 5 szinten vizsgálja a felszínborítást 80 kategóriában (Büttner et al. 2004). Ugyan a tájváltozás vizsgálata már ezen felvételek segítségével is lehetséges, azonban a történeti katonai térképek eshetőségében való 80 kategória alkalmazása további elemzéseket vet fel.

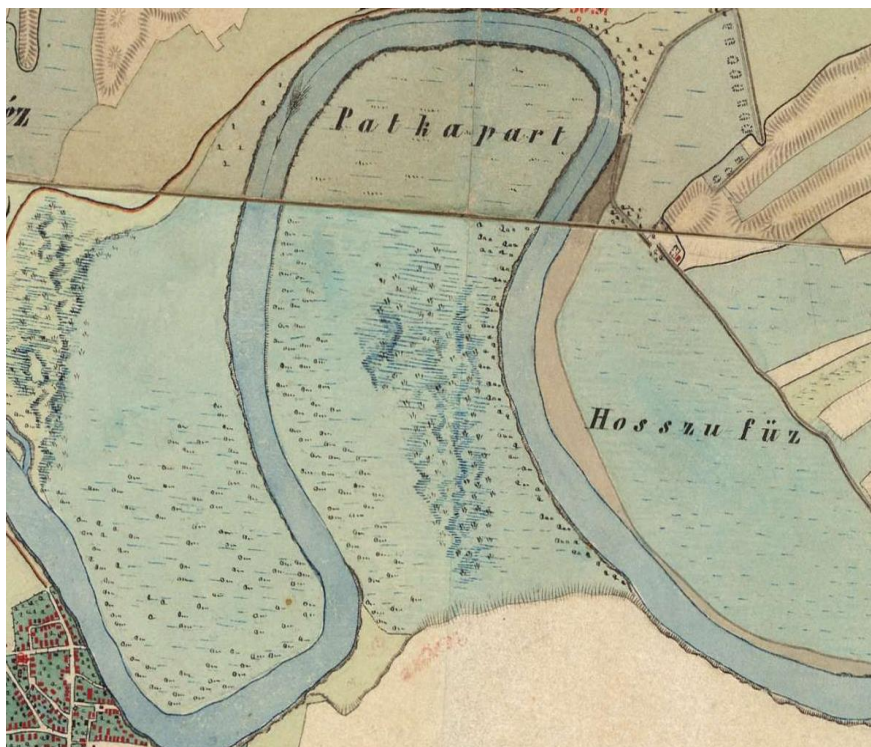
Az összevetés során a 2. és a 2.1 táblázatban következő módszertani elemekre figyeltem fel. A CLC2018 nómenklatúra rendszer 5 főcsoportból és 44 osztályból áll. Nagy Dezső történelmi kategorizálása során kiegészítette a főcsoportot hatra, amelyek egyenként 9 alosztályból állnak. Az egyes felszínborítási foltok kategorizálását a digitalizálás és a kódolás a katonai térképek színezése éppúgy nehezítette, mint a felvételezés és a szelvények illesztésének pontatlansága.

2. táblázat Történeti jelkulcs összevetve a CLC 2018-al. Forrás: Saját szerkesztés

Felszínborítási kategóriák kódja (CLC100)	Felszínborítási kategóriák (CLC100)	Saját kódrendszer a CLC 50 alapján	Saját felszínborítási kategóriák megnevezése
131	Nyersanyag kitermelés	1311	Bánya
511	Folyóvizek, vízi utak	5111	Folyóvíz
512	Állóvizek	5112	Állóvíz
111	Összefüggő település szerkezet	1112	Urbanogén terület
112	Nem összefüggő település szerk.	1112	Urbanogén terület
121	Ipari vagy kereskedelmi terület	1112	Urbanogén terület
122	Út- és vasúthálózatok	1112	Urbanogén terület
123	Kikötők	1112	Urbanogén terület
124	Repülőterek	1112	Urbanogén terület

2.1 táblázat Történeti jelkulcs összevetve a CLC 50-el. Forrás: Saját szerkesztés

132	Lerakóhelyek (meddőhányók)	1311	Bánya
133	Építési munkahelyek	1211	Ipari terület
141	Városi zöldterületek	1112	Urbanogén terület
142	Sport-, szabadidő- és üdülő ter.	1112	Urbanogén terület
211	Nem-öntözött szántóföldek	2111	Mezőgazdasági terület
212	Állandóan öntözött szántóföldek	2111	Mezőgazdasági terület
213	Rizsföldek	2111	Mezőgazdasági terület
221	Szőlők	2221	Gyümölcsös (szőlő ültetvény)
222	Gyümölcsösök, bogyósok	2221	Gyümölcsös
231	Intenzív gyepek	2311	Rét/kaszáló
242	Komplex művelési szerkezet	24222	Nyílt urbanogén terület (tanyahely, felhagyott tanya, szérűskert, jószágállás)
243	Elsődlegesen mezőgazdasági ter.	24223	TSZ/Telephely
		2312	Fás bokros felhagyott gyepek
		2313	Vizenyős rét
311	Lomblevelű erdők	3111	Erdő
312	Tülevelű erdők	3111	Erdő
313	Vegyes erdők	3111	Erdő
321	Természetközeli gyepek	3211	Természetes gyepek
324	Átmeneti erdős-cserjés terület	3211	Természetes gyepek
332	Csupasz sziklák	3322	Egyéb
334	<i>Leégett területek</i>	<i>6111</i>	<i>Roncolt felszín</i>
411	Szárazföldi mocsarak	4111	Vizenyős terület
412	Tőzeglápok	4111	Vizenyős terület



7. ábra Részlet a Második Katonai Felmérésből (1819–1869).
Forrás: <https://maps.arcanum.com/hu/map/secondsurvey-hungary>

A 7. ábrán is jól látszik, hogy a patakmeder felvételezését két külön szelvényen ábrázolták. Sajnos a fentebb lévő szelvényen a pataköbölben lévő vizenyős mocsaras térszint, valamint a patakmedret követő vélhető nádas sávot már nem ábrázolták. Kutatásom során több ilyen pontatlanságba is belefutottam. Ahhoz, hogy ezeket megfelelően kezeljem és vektorizáljam a tájtörténeti és tájhasználattal kapcsolatos szakirodalmakat és dokumentumokat is át kellett nézmem (Feranec et al. 2000; Tímár et al. 2006; Molnár - Tímár G 2009; Skaloš 2011; Bičík et al. 2015; Tímár 2023).

Kutatásom során az emberi tevékenység által okozott változások érzékeltetéséhez az előbb említett módszertan alapján elsősorban is ArcGIS PRO 3.0.3-as szoftverben vektorizáltam a katonai felvételezéseket és elkészítettem a térinformatikai alap adatbázist. A Bükk-vidék középtájáról, a hajdúhádi tájrészletről, valamint Monorierdő területéről az elmúlt 240 év

térképei közül a kettő katonai felvételezés (Második Katonai Felmérés 1819–1869, Harmadik Katonai Felmérés 1872–1884), az 1941-es térképezés, a CORINE Land Cover 2018 alapján bedigitalizált Google Earth felvételekből készített térképet (3. táblázat).

3. táblázat *A disszetációmban felhasznált különböző térképszeti felvételezések időpontjai és méretaránya. Forrás: Saját szerkesztés*

Felmérések	Méretarány
Magyar Királyság (1819–1869) - Második katonai felmérés	1:28.800
Habsburg Birodalom (1869-1887) - Harmadik Katonai Felmérés (1:25000)	1:25.000
Magyarország Katonai Felmérése (1941)	1:25.000
Google Earth2016-CLC50 (2016)	1:50.000

A Google Earth 2016 és a CLC 50 térképem elkészítéséhez lényegében a Google Earth Pro 2016-ban készült műholdfelvételei közül (Internet 1.) válogattam az alapfelvételezéseket, majd pedig ezeket Büttner György és munkatársai által (Büttner et al. 2017) készített CORINE műszaki leírás segítségével vektorizáltam (kiragadott részlet a vektorizálásból 1. melléklet).

Azonban, a vektorizálások során meg kellett jelölnöm a minimum polygon méreteket. A legkézenfekvőbb számomra az eddig alkalmazott (Balogh et al. 2018) egy hektárnál kisebb felszínborítások nem kerültek ábrázolásra. Továbbá történeti katonai térképek jellegzetessége, hogy a települések belterületén a ház és a telek is szerepel. A digitalizálás megkönnyítése érdekében itt csakis kizárólag a település belterületének határait vettem figyelembe, így egységesen „Urbanogén terület” -nek jelöltem ezeket a típusú poligonokat (lásd 2. táblázat). A szántóterületeket művelési

águkhoz képest megkülönböztetni nem mindig lehetett a katonai térképeken, így egységesen „Mezőgazdasági területként” kerültek feldolgozásra. Azonban két kategóriát is be kellett vezetnem, amelyek nem szerepeltek a CORINE rendszerben. Ilyen volt a „fás bokros felhagyott gyepek”, illetve a történeti térképekre és Magyarország területére egykor jellemző „Vizenyős rét” kategória. Mind a kettő a történeti katonai térképeken szerepel, a modern CORINE felméréseknél általában ezeket a részeket nem nagyon lehet már megkülönböztetni az őket körülvevő tájhasználati kategóriáktól (1. melléklet térképszelvényei).

Természetesen itt is megvizsgáltam a vektorizált, illetve saját kategóriarendszerbe illesztett eredménytérképek használhatóságát, Incze József tájtörténeti térképekre alkalmazott módszerei alapján (Incze 2012). Lényeges volt a kutatás szempontjából, hogy a digitalizált térképszelvényeken ábrázolt vektoros állományok mennyire térnek el ezáltal egymástól és milyen szintű térinformatikai feldolgozásból származtatott hibalehetőséggel számolhatok a kutatás továbbvitele során.

4. táblázat A disszertációmban felhasznált különböző térképészeti felvételezések Bükk-vidékre számított területi és szóródási mutatói (forrás saját szerkesztés)

Mérés időpontja	Terület (km ²)	Átlagtól való eltérés (km ²)	Átlagtól való eltérés (%)
1858	1784,31	1,2318	0,07
1874-1883	1781,11	-1,9683	-0,11
1941	1784,58	1,4987	0,08
2016	1781,85	-1,2291	-0,07
Mintaterület átlagos területe (km²)		1783,0834	
<i>Szóródási mutatók</i>			
szóródási terjedelelem (R)	3,4670	szórás	1,5302
átlagos abszolút eltérés	0,00	relatív szórás %	0,09

A 4. táblázatnál jól látszik, hogy az egyes felvételezések különböznek az átlagtól, a különbség valójában soha nem lépi túl a 0,11%-ot. A legnagyobb értéket, -1,9683 km², a Harmadik Katonai Felmérés során tapasztalhatunk. Az eltéréseket az is meghatározza, hogy egy térképezés felvételezései különböző időpontban történtek a területen, továbbá a tájak egésze sem feltétlenül esett egy térképszelvényre, amely illesztési problémákhoz vezetett. A közel 3,5 km² szóródási terjedelem 0,2%-os aránya sem igazán jelentős. A térképi adatok relatív szórása pedig még ehhez képest is alacsony, mindössze 0,09%. Éppen ezért kijelenthető, hogy a térképeken ábrázolt változások, valamint az azokból számított adatok, amennyiben az átlagtól való eltérésük 0,09%-nál nagyobb, a tájhasználat/tájváltozás tényleges értékeiket tartalmazzák és egymás fedéséből eredendően összevethetőek.

5. táblázat A disszertációmban felhasznált különböző térképészeti felvételezések Látóképre számított területi és szóródási mutatói (forrás saját szerkesztés)

Mérés időpontja	Terület (km ²)	Átlagtól való eltérés (km ²)	Átlagtól való eltérés (%)
1858-1860	25,45	0,9	0,38
1883-1884	25,46	0,1	0,45
1941	25,84	0,49	1,94
2016	25,09	-0,25	-1,02
Mintaterület átlagos területe (km²)		0,25	
<i>Szóródási mutatók:</i>			
szóródási terjedelem (R)	37,77	szórás	29,41
átlagos abszolút eltérés	0,00	relatív szórás %	1,16

Az 5 táblázatban összefoglalt területi és statisztikai mutatók hozzák az átlagos eltérési adatokat a történeti katonai térképek részéről. Jól látszik, hogy az 1858-1860, 1883-1884, és 1941-ben készült térképszelvényeken eléggé nagy az átlagtól való eltérés. Lényegében a különböző térképezési módszerek után vektorizált adatok mindegyike egy darab térképezési szelvényre esett,

tehát a pontatlanság nem a szelvények tördeléséből adódik. Sokkal inkább a digitalizálás során különböző adatbázisokból származó alapszelvények pontatlanságából, amelyek a különböző szkennelési és georeferálási pontatlanságokból származhatnak. Ilyen lehet mondjuk a nem megfelelő mennyiségű illesztési pontból származó csúszás, vagy a projekt koordináta rendszerében történő apró program által generált különbségek (Nagy 2004). A közel $0,37 \text{ km}^2$ szóródási terjedelem a mintaterület átlagos területének ($0,25 \text{ km}^2$) csupán csak 1,5%-a. Ez az egész területre számítva nem tűnik olyan nagy eltérésnek, sőt a relatív szórás 1,16% is alacsony értéknek tekinthető.

6. táblázat A disszertációmban felhasznált különböző térképészeti felvételezések Monorierdőre számított területi és szóródási mutatói (forrás saját szerkesztés)

Mérés időpontja	Terület (km ²)	Átlagtól való eltérés (km ²)	Átlagtól való eltérés (%)
1861	0,15	0,1	0,69
1883	0,14	0,1	-0,72
1941	0,14	0	-0,04
2016	0,14	0	0,07
Mintaterület átlagos területe (km²)		0,14	
<i>Szóródási mutatók:</i>			
szóródási terjedelem (R)	-10,20	szórás	8,61
átlagos abszolút eltérés	0,00	relatív szórás %	0,58

Monorierdő település tekintetében az előbbieken bemutatott két mintaterület közötti szóródási és átlag értékeket kapunk (lásd a 6. táblázat értékeit). Az 1860-as évek és az 1883-as felvételezésnél viszonylag magasabb az átlagtól való eltérés. Azonban a terület méretei miatt, nem találoztunk kiugró értékkel. Azt viszont érdemes megjegyezni, hogy a relatív szórási állandó 0,58%-os aránya főleg a terület tájhasználatának ábrázolásánál egyes helyeken feltűnő.

A vektorizált térképekből az ArcGIS Pro 3.0.3-as szoftver attribútum táblázatban számolt adatsorok további elemzését Microsoft Excel táblázatkezelő programban végeztem el (lásd Eredmények fejezet).

3.2.3. A Szennyezési Hatástávolsági Index (SZHI) kialakítása

Kutatásom során a közlekedési eredetű lineáris tájelemek környezeti hatásainak térbeli kiterjedését vizsgáltam meg, amelynek elméleti alapjául különböző kutatók által mért szennyezési hatástávolságokat vettem (Odzuck 1987, Naszradi 2007). Az úthálózat elemei környezetüktől jelentős mértékben eltérő mesterséges tájelemek. Méretük (hossz, szélesség, magasság) mellett a rajtuk átmenő terhelés is befolyásolja a bolygatás területi kiterjedését. A hatások különböző mértékben ugyan, de kiterjednek a földrajzi környezet minden elemére (Csorba 2005; Dömsödi 2010). A szegélyek nemcsak az életterek elválasztását eredményezhetik, hanem az adott táj magterületéhez képest, idegen zónát képezhetnek (Szabó 2009), új típusú, akár mesterséges életteret hozhatnak létre (Forman 1997, Szabó et al.2010). Az eredeti felszínborítás kisebb ökológiai szigetekként maradhat fenn a tájban, amelynek következtében elzáródhatnak az addig egységes életközösségek közötti kapcsolatok (Csorba 2005).

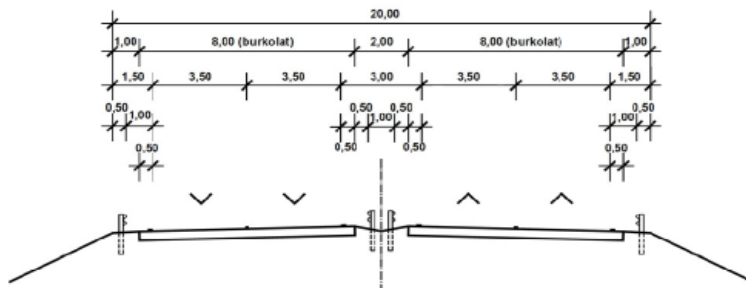
Szakirodalmak alapján ismert tény, hogy a különböző rendű utak mentén más-más szennyezési zóna alakul ki a közvetlen mellettük lévő környezetben (Odzuck 1987; Naszradi et. al. 2002; Naszradi et al. 2004; Naszradi 2007). Ennek egyik oka a megnövekvő fogalom, de más lesz a szennyezés mértéke mellett a hatástávolság is (lásd a 7. táblázat értékeit).

7. táblázat Közút szennyezés hatástávolsága a fontosabb szennyezőanyagok terén (%) (forrás: Odzúk 1987, Naszradi 2007)

	Távolság (m) :	0.5	2	5	7	20	100
Szennyezés típusa (%)	C°	100	0	31	63	63	0
	Ólom	100	63	53	44	19	16
	por (g/m ² /hó)	100	11	8	4	0	2
	Hulladék	100	111	125	139	0	0
	Zaj (dB)	100	0	48	96	90	64
	Légáramlás (Beaufort)	100	60	40	20	0	0
	Talajhőmérséklet (C°)	100	87	82	77	73	73
	pH-érték	100	93	92	91	80	80
		Átlag	100	74	74	67	67

Kutatásom során éppen ezért az előbb említett módszertanok mellett a különböző úthálózatok koronaszélességét az utak domborzati szélességét, valamint a másodlagosan csatlakozó formaváltozások zónáját (pl. övárók rendszerek) is áttekintettem (8. ábra). Az adatok a Magyar Közút Nonprofit Zrt. weboldaláról származnak (Internet 2.).

Korona- szélesség	Tervezési sebesség, v, km/h	Középső elválasztó- sáv szélessége	Forgalmi sávok szélessége	Betső és külső biztonsági sáv szélessége	Üzemi sáv	Padka- szélesség	Belső	Külső
							oldaladály-távolság legkisebb értéke	
20,00	110/90	3,00	3,50	0,50	nincs	1,50	1,00	



8. ábra A Magyar Közút Nonprofit Zrt. weboldaláról származó közút átlagos metszete és annak paraméterei. Forrás: <https://ume.kozut.hu/statusz/ervenben-levo-utugyi-muszaki-eloirasok>

A MKN Zrt. adatai alapján az autópályák esetén 26,6/46,6/126,6 m-es távolságban jelöltem meg a különböző erősségű zónák térképét. Az elsőrendű utak esetében a 10/10,5/12 m-es távolságokat vettem figyelembe. A másod- illetve harmadrendű utak esetében pedig a 6/6,5/8 m-es távolság értékeket alkalmaztam. A megkapott puffertávolságokhoz hozzárendeltem az 7. táblázatban kiszámított szennyezés % értékeit.

Az adatbázis építés első lépésében szükségem volt a fellelhető transzportogén lineáris tájelemekre. Ezek legyűjtéséhez az OSM ingyenes adatbázisát használtam (az adatbázist a következő magyar nyelvű weboldalon értem el: <https://data2.openstreetmap.hu/>, s az itt fellelhető ingyenes letöltési funkcióval töltöttem le). Ezután az úthálózatokból csak az autópálya, az első-, másod- és harmadrendű utakat tartottam meg a modellhez. Ennek oka, hogy a földutak, valamint a turistautak tájökölógiai szempontból teljesen más bolygatottsági szintet mutatnak (Csorba 2005), ezért azok nem kerültek bele a számításokba. Természetesen felmerül annak a kérdése, hogy az autómobilizáció előtt milyen szennyezési értékeket vegyek alapul. A katonai felmérés esetében éppen ezért az adott utak nyomtávjában csakis kizárólag a talajtömörödésével számoltam, amelyhez Ebels et al. (2004) cikkében leírt paramétereket követtem.

Vasúthálózat esetében az átlagosnál nagyobb számban jelenlévő iparvágányokkal, keskeny nyomközű vasúttal, villamossínnel nem foglalkoztam. Ezek egy részét felszámolták, csak a sín pár, vagy csak a nyomvonaluk maradt meg. Ugyan tájszerkezeti szempontból megváltoztatták a domborzati adottságokat, de ezekről a történeti katonai térképek alapján nem rendelkezem minden esetben pontos adatokkal. Az előbb említett: Odzúk (1987), Naszradi (2007) kutatásai segítségével itt is áttekintettem a szennyezési értékeket (8. táblázat).

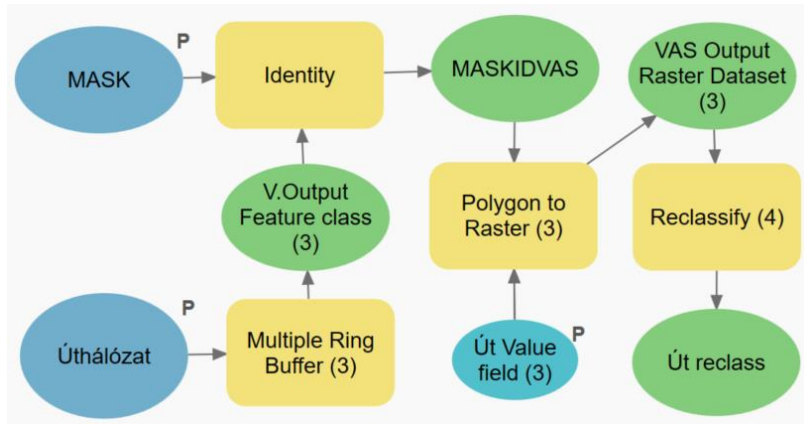
8. táblázat Vasút szennyezés értékei (%) Saját szerkesztés Forrás: Odzúk 1987, Naszradi 2007

	Távolság (m):	4	7	12	25	100
Szennyezés típusa (%)	Hulladék (g/m ² /év)	100	63	6	0	0
	por (g/m ² /hó)	100	85	35	31	0
	Légáramlás (Beaufort)	100	60	0	0	0
	Zaj (dB)	100	95	89	79	75
	Talajhőmérséklet (C°)	100	73	73	71	0
	pH-érték	100	98	98	94	0
	Átlag	100	79	50,16	45,83	12,5

A vasút nyomtávok esetében a kiválogatott hálózatok átlagait vettem alapul, amelyeket a vasút Műszaki Bizottság honlapján található tervezetekből (Internet 3.), valamint a Budapest Műszaki És Gazdaságtudományi Egyetem Út és Vasútépítési Tanszék jegyzetéből származnak (Kazinczy 2008). Ezek alapján a 10/14/25 m-es puffer értékeket használtam fel a kutatásomhoz.

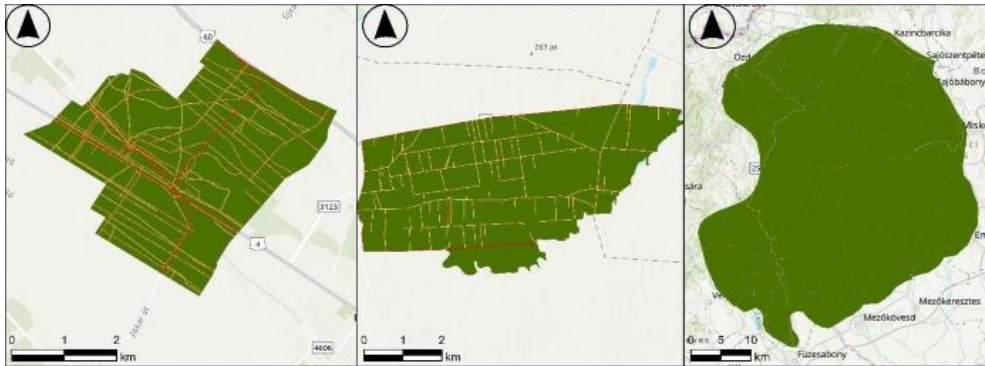
3.2.4. A vonalas objektumok szennyezési hatástávolságának becslése

A „Human Influence Index” modellt alapul véve a térképezési modellből 12. ábrán látható elemeket emeltem ki. A saját modellem megalkotásához az ArcGIS Pro 3.0.3-as szoftver Modell builder alkalmazását használtam. Lényegében a geoinformatikai szoftver segítségével a „box to box” alapú modellépítés megkönnyítette a dolgomat. A „Tool” -ok alap paraméterezéshez az ArcGIS szoftver „Modell builder” által kínált „build” lehetőségeit alkalmaztam.



9. ábra Részlet a "Szennyezési Hatástávolsági Index" geoinformatikai modelljéből ArcGIS Pro 3.03.szoftverben. Jelmagyarázat: Sötétkék: alapparaméterek, Sárga: különböző térinformatikai eszközök, Világoskék: alapvető térinformatikai állományok, amelyeket be kell kariblnári a modell elején, Zöld: eredménytérképek, P betű: paraméterezési feltét (saját szerkesztés)

Az alapvető térinformatikai állományok beállítása során több alkalommal is módosítottam a „P” betűvel jelzett állandókat (9. ábra). Az ilyen konfigurálásra szoruló értékek között szerepelt az adott mintaterület területének alap „polygon” -ja, amely arra volt hivatott, hogy a modell azon belül számoljon („Maszk” réteg). Továbbá, mint ahogy a 10. ábrán is látszik a különböző számítási folyamatok között kapott alaptérképek elérési útvonalai („xy value field), valamint az eredménytérképek lementésének helye (zölddel színezett ellipszisek). A „SZHI” modell a végén 1 eredménytérképet generál. A megfelelően előkészített „polyline” alapú shape-eket a számítások során a modell az elsőnek raszteresíti, majd a kapott adatokból a „Reclassify multitool” segítségével százalékos értéket állít elő annak a tükreben, milyen adatokat adunk meg. A SZHI esetében az 3.23. és a 3.2.4. fejezetekben ecsetelt különböző vonalas térelemek szennyezési határértékeinek % arányát rendeli a már előzőekben megállapított pufferzónák értékeihez (10. ábra).



10. ábra Szennyezési Hatástávolsági Index a mintaterületeimen. Forrás: Saját szerkesztés

Az így létrejött adatokat a modell összegzi, végül a Szennyezési Hatástávolság Index eredménytérképét 5x5m-es pixelméretben generálja. A felbontása a bevitt paraméterek alapján lehet változó. A létrehozott modellt a későbbi felhasználás érdekében ki lehet menteni „Tool” ként is (10. ábra). Könnyebbség, hogy ekkor már nem kell újra programozni az egész folyamatot, hanem a következő paraméterek beállításával már bármely mintaterületre elkészíthető és újra reprodukálható.

3.2.5. Az Antropogén Bolygatottsági Index (ABI) és a Táj Antropogén Bolygatottsági Index (TABI) megalkotása

A korábbi fejezetekben bemutatott „SZHI” index további paramétereit ellenőrizve jól láthatóvá vált, melyek azok az eszközök, amelyek a modellem számára esszenciálisak lehetnek. Mintaterületeimen kizárólag a vonalas objektumok, valamint a tájváltozás paramétereit tartottam meg.

A mutatók egymással történő megfeleltetésére, térinformatikai számítási módszert alkalmaztam. Ehhez olyan értékskálát hoztam létre,

amelyek a modell alkalmazását illetően könnyen kezelhető értékekkel számolnak, továbbá nem torzítják teljesen a kapott számtani végeredményt. Ehhez az értékskála elkészítéshez témavezetőmmel közösen elkészített talajok antropogén bélyegéinek értékeléséhez használt World Reference Base for Soil Resources (WRB) szerinti módszert vettem alapul (Balogh – Novák 2020). A kutatás alapján a WRB diagnosztikai bélyegeit a CORINE (CLC100) felszínborítási kategóriákkal összevetve lehet csoportosítani. A modellezés során éppen erre az összehasonlító eszközre volt szükségem. Ezeket az eszközöket a már eddig kidolgozásra került történeti térképek felszínborítási kategóriáinak egységes újraosztályozott nomenklatúra rendszeréhez igazítottam. Itt a skálát több alkalommal is átszámoltam, és az osztásköz kialakításoknál a legegyszerűbb megoldás hozott kézzelfogható eredményeket (9. táblázat).

9. táblázat A Talajok Antropogén Átalakítottságának Mértéke (TAÁM) értékeinek beosztása.

Saját felszínborítási kategóriák megnevezése	Talajok antropogén átalakítottságának mértéke (Balogh, Novák 2020)	Súlyozási érték
Urbanogén terület	Döntően antropogén talajok	3
Bánya		
Ipari terület		
Mezőgazdasági terület	Talajok jelentős antropogén hatások nyomaival	2
Gyümölcsös (szőlő ültetvény)		
Gyümölcsös		
Rét/kaszáló		
Nyílt urbanogén terület (tanyahely, felhagyott tanya, szérűskert, jószágállás)		
TSZ/Telephely		
Fás bokros felhagyott gyepek		
Vizenyős rét	Természetes, vagy természetközeli állapotú talajok	1
Erdő		
Természetes gyepek		
<i>Roncsolt felszín</i>		
Vizenyős terület		

Mint ahogy azt a 9. táblázatban is láthatjuk három értékkel számoltam a bolygatás erősségének megfelelően. A térinformatikai modellben a tájhasználat által generált réteg alapként fog szolgálni a rajta elhelyezkedő mesterséges objektumoknak (SZHI), pontosan úgy ahogy a valóságban. Ezért a túl nagy osztásközzel jelzett értékek már nagy torzításhoz vezettek.

A lineáris tájelemek bolygatottságát figyelembe véve a Szennyezési Hatástávolsági Index esetében a súlyozás miatt tízes fokozatú skálát alkalmaztam.

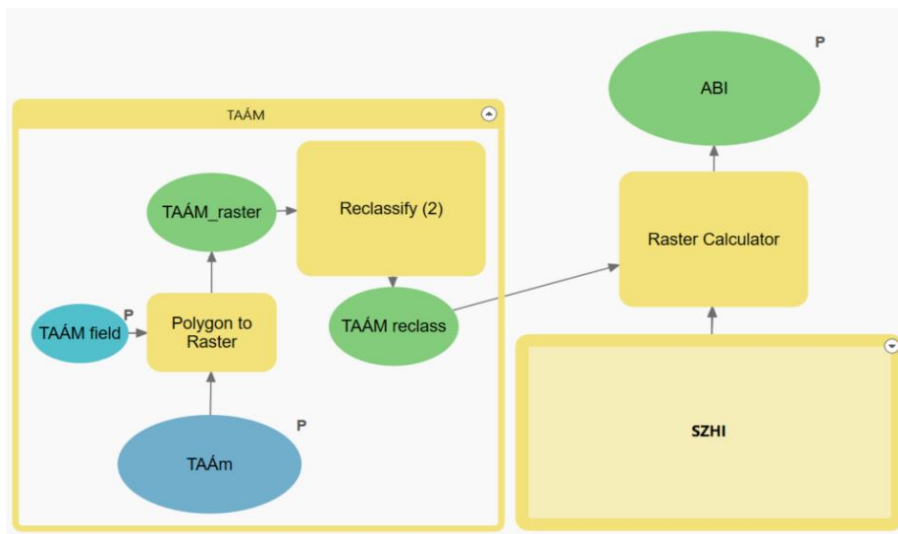
10. táblázat Az SZHI értékeinek beosztása

Szennyezési Hatástávolsági Index (m)	Érték
0-1,5	10
	9
	8
	7
7	6
5	5
2	4
	3
20	2
100	1
	0

Az antropogén hatáserősség a vonalas objektumok koronaszélességénél a legnagyobb, ezért ebben a zónában 10-es értékkel kiindulva, onnan távolodva az előző fejezetekben említett szennyezési hatástávolságokhoz mérten egyre kisebb súlyozási értékekkel számoltam (10. táblázat). Az ABI modell alapját (11. ábra) a már kiszámított és elkészített SZHI indexem adta (9. ábra). Lényegében ezt egészítettem ki a TAÁM skálájából átalakított és végül raszterizált állományokkal, így létrehozva az alábbi 0-500 pontos skálát (11 táblázat).

11. táblázat Az ABI modell értékskálája

Gyengén	0-30	Közepesen	61-100
Kissé	30-60	Erősen	101-500



11. ábra ABI modellje ArcGIS Pro 3.0.3 szoftverben újra alkotva. Forrás: Saját szerkesztés

A modell első verziója az ArcGIS 10.8.2-es térinformatikai szoftver „Modell builder” eszköz segítségével készült, majd ArcGIS Pro 3.0.3 verzióban tökéletesítettem. A felhasznált geoinformatikai eszközöket (Tools) lényegében alaphelyzetben hagytam, csak egyes paramétereit változtattuk meg 7.-8.-9.-es táblázatokban összefoglaltak alapján. Ezen kívül a beállításokhoz esszenciálisnak gondolt részeket szerkeszthetővé tettem. Ilyen volt például a „Maszk” réteg, avagy a raszteres réteg érték skálájának kiválasztása (xy value field). Az elkészített ABI modell a megfelelő beállításokkal („Maszk”, „value field”) teljes mértékben használható különböző mintaterületeken, valamint több változó becsatolását is lehetővé teszi ezáltal a modell tovább pontosítható. (Az ABI eredménytérképek a Mellékletekben találhatóak.)

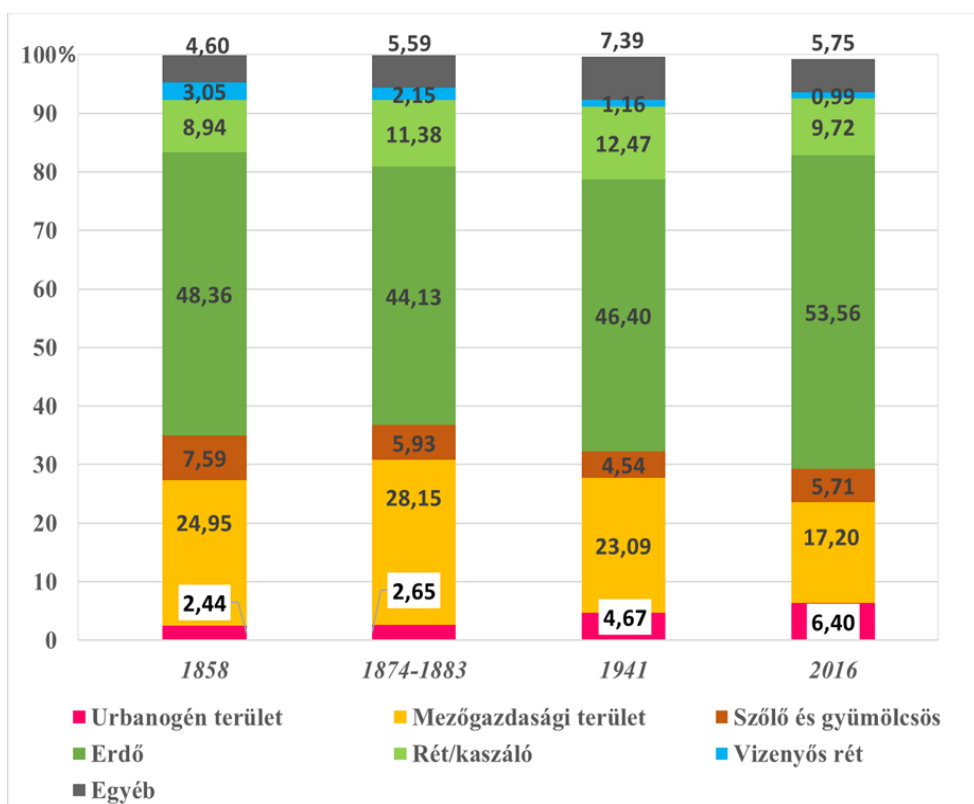
Kutatásom alatt létrehozott ABI térképek összesítésével megalkottam a Táj Antropogén Bolygatottsági Indexet. Mivel az összes térkép raszter alapú, ezért egyszerűen a „Raster Calculator” térinformatikai eszközzel vontam össze a már meglévő ABI eredménytérképeket. Az így elkészült TABI mutató felszínborítás-változási adatbázisra alapozott, antropogén bolygatottsági komplex módon jellemezhetővé tette.

4. EREDMÉNYEK

4.1. Táji változások időbeli elemzése a felhasznált térképek alapján

4.1.1. A Bükk-vidék táji változása

A Bükk-vidék tekintetében a legmarkánsabb változás a vizes élőhelyek, a gyep és a beépített területek ellentétes irányú átalakulása (2-5 mellékletek).



12. ábra A Bükk-vidék területhasználata az elmúlt 240 évben

A kis jégkorszak a XIX. századra lecsengett, így a csapadékmennyiség is lecsökkent, emiatt a vizes felszínborítás mértéke jelentősen zsugorodott, miközben a növekvő lakónépség miatt az állatállomány növekedése nagyobb legelőterületek kiterjedésével járt. Az erdő, valamint a gyep területek a

szántóterületek mértékével együtt változik (12. ábra). Ez annak a folyamatnak köszönhető, hogy a szántók kialakítása eleinte a gyepterületek feltörésével kezdődött, később ezt váltotta az égetéses erdőirtás, melyet az árterek részben szántóként, részben legelőként történő hasznosítása egészített ki. Ennek eredményeként a Harmadik Katonai Felmérés idejére (1874-1883), az iparosodás – a szénbányászat és a nagyipari kohászat – kezdetén, a munkaerő beáramlás nyomán a népesség hirtelen megnövekedése és az ehhez szükséges nagymértékű fafelhasználás is. Ezt a folyamatot követte az élelmiszertermelés igénye nyomán a mezőgazdasági területek arányának növekedése. Eközben a vizes élőhelyek aránya ötödére esett vissza, s az erdők is legnagyobb arányvesztést szenvedték el (12. ábra). Igaz a gyepek egy része az iparosodás miatt felhagyott cserjésedő szárazgyep is lehetett.

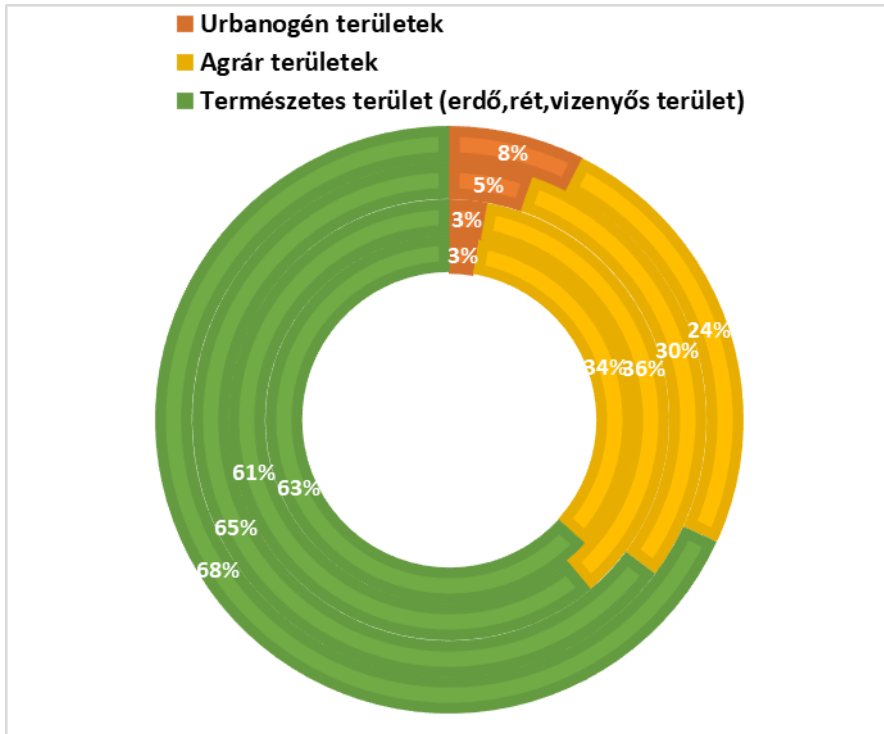
A területhez képest kisebb urbanogén és indusztrogén foltok változása ugyan nehezebben követhető, de mesterséges voltuknál fogva annál jelentősebben alakították át lokális környezetüket, s a belső hegyvidéki területekről hozott faanyag miatt hatással voltak a tőlük távolabbi tájrészletek karakterére is. Ezek a területhasználati átalakulások a középtáj jellegében nem csak a felszínborítás megváltozását, hanem környezethasználat és tájtípus váltást is eredményeztek. A montanogén formák kiterjedése, a térképi adatok alapján hatvanhatszorosára növekedett. A Bükk változatos kőzetanyagát nemcsak a települések növekvő építőanyag igénye, hanem az iparosodás nyomán előtérbe kerülő vasúti fejlődés is gyorsuló ütemben használta fel. A fa és a mész adta lehetőségek miatt kialakult a faszén- és mészégetés évszázadokon keresztül biztos megélhetést jelentett, de csak lassabb átalakulással járt. Azonban a mészkőbányákat a XX. században modernizálták, ezáltal még nagyobb tájsebeket ejtettek a Bükk egyes területein (lásd Bél-kő, Berva, Nagykőmázsa). A mezőgazdasági területek esetén a XIX. századtól fogva fokozatos csökkenés látható a középtájon, egy évszázad alatt 28%-ról,

17%-ra esett vissza a területük (12.ábra). Ez köszönhető annak a folyamatnak is, hogy települések nagyrészt a belterületekhez közel álló agrárterületeken növekedtek tovább. Továbbá a filoxéra járvány után pedig a szőlő területeket nagyrészt az alacsonyabb enyhébb, déli kitettséű, dombháti elhelyezkedésű szántóterületeken telepítették újra. A XX. századi növekedést a területre jellemző borkultúra reneszánszának köszönhetjük. Az Egri-borvidék területén a nagyobb pincészetek kialakulásával újabb szőlőültetvényeket létesítenek.

A XIII. század derekán a bükki erdőterület a középtáj kb. 50%-át foglalta el (12. ábra). A hagyományos gazdasági formák nyomán a rossz megközelíthetőség miatt a Bükk belsőjében a kitermelés még nem olyan jelentős ebben az időszakban. Az erdőben a szénégetés, hamuzsírkészítés, faizás, valamint a hagyományos mészégetés és az állattartásban fontos makkoltatás zajlott, de az erdők tudatos megújításával nem foglalkoztak. Az 1767. úrbéri rendelet már az erdőélés szabályozása miatt született, de ekkora már megmutatkozott az égetéses erdőirtás és a spontán sarjadzás kedvezőtlen hatása. Az erdők faállománya fogyni kezdett, s a rendelet betartása is esetleges volt, csak a királyi uradalmi erdőkben volt tudatos erdőművelés. A folyamatosan csökkenő erdőállományt a XIX. századtól a beinduló nagyipari bányászat és kohászat is megtizedelte (Petercsák 2020). A kiirtott erdőterületekre tájidegen fajokat ültettek (a bükköt szívesen cserélték fenyőre), amely csökkentette az erdő természetességét. Ezáltal nem csak az erdők mérete, hanem annak diverzitása is csökkent. Az erdők helyén vagy spontán cserjésedő térszínek, vagy legelők jelentek meg. A Harmadik Katonai Felmérés térképein az erdőterületek csupán csak a középtáj 44% fedték (12. ábra). Ekkor a XIX. század végén érte el az erdő a legkisebb kiterjedését. A 20. századi növekedést a Bükki Nemzeti Park megalapításához kötyük, amit 1977-ben alapítottak. A nemzeti park területén az őshonos fafajok telepítésével és a tájidegen fajok kivágásával az erdőállomány természetességének

visszaállítását fokozatosan zajlik (Bartha et al. 2007). Napjainkban a középtáj több mint 53% -át borítja erdőterület (13. ábra).

A táji változások időbeli eltolódását a következő diagram rendkívül jól szemlélteti.

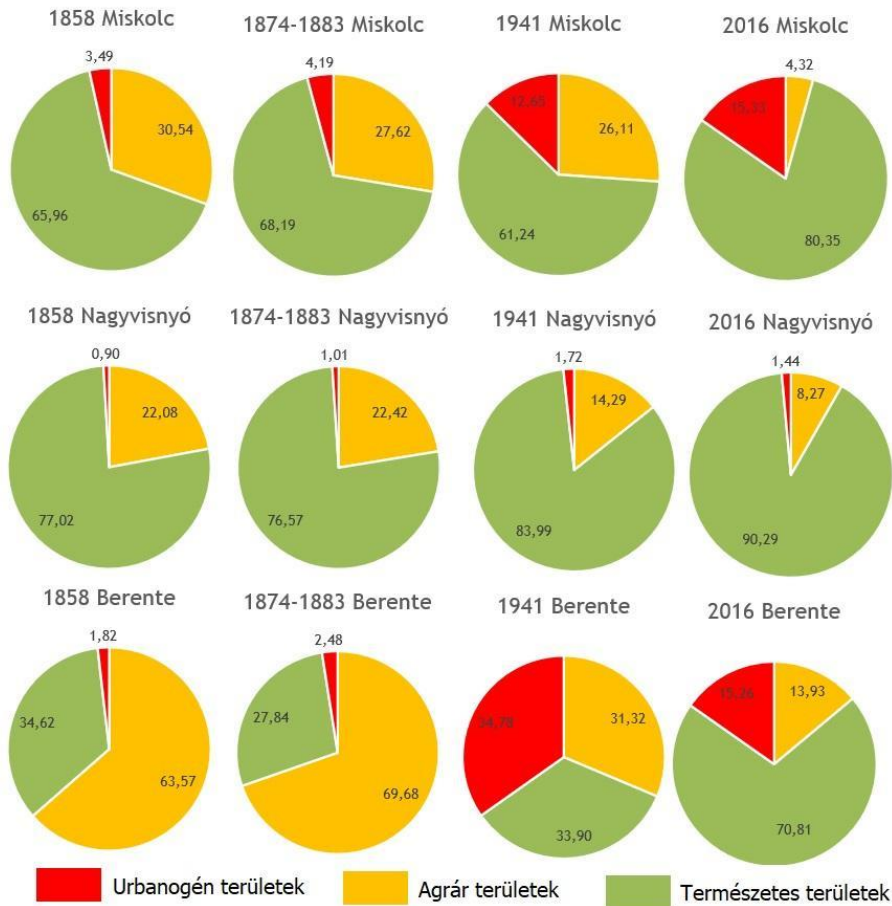


13.ábra Az egységesített térképészeti nómenklatúra rendszer segítségével 3 tájhasználati kategóriába összegzett diagram a Bükk-vidékre. A belső körtől a külső körig növekszik az évszám. 1858;1874-1883;1941;2016. Forrás: Saját szerkesztés

Ugyan a 12. ábrán a felszínborítási kategóriák egyes értékeinek változását követhettük nyomon, ezzel szemben a 13. ábrán már jól szembetűnő az urbanogén területi változása. Még a fentebb leírt indokok alapján a 2. katonai felvételezés idején a Bükk-vidék csupán 3%-át tekinthetjük kizárólag az ember által alkotott térszínnek, manapság ez a szám már 8%-ra növekedett! Erős változás ez a térszerkezetben főleg, ha a mellékletekben lévő térképeket is megnézzük, jól láthatóvá válik a történelmi folyamatok által vezényelt

iparosodás. Ez a folyamat már a mezőgazdasági területek változásában is észlelhető az elmúlt 158 év távlatában. Ugyan egy kisebb növekedés is tapasztalható (34%-36%) a XIX. század végére, azonban az ipar és a lakóközrzetek növekedése miatt, valamint a foglalkoztatási struktúra elmozdulása végett ez a mutató mára 24%-ra esett vissza. A természetes területek aránya a térképezések között nem sokat változott (63%-68%). Ez köszönhető annak is, hogy a hegyvidéken (a fenti okok miatt) csupán a huta és a heglábfelszín környékén lévő települések tudtak igazán fejlődni és növekedni.

A Bükk-vidék összetettsége miatt érdemes a különböző tájhasználati kategóriák (lásd 13. ábra jelkulcsa) települési szintű vizsgálata is. Összesen a Bükk-vidékre 94 település esik. Ugyan a középtáj nem minden esetben esik egybe a települési közigazgatási határral, sőt azok változtak is az idők folyamán éppen ezért vizsgálataim során a 2016-os közigazgatási határokat vettem figyelembe. Ennek tükrében volt olyan település, amelynek közigazgatási területének csupán 2% (Sajónémeti) esik csak a vizsgált terület részére. Azonban az eredménytérképeken ábrázolt elemek csakis kizárólag a Bükk-vidék területére eső települések részleteit ábrázolja.

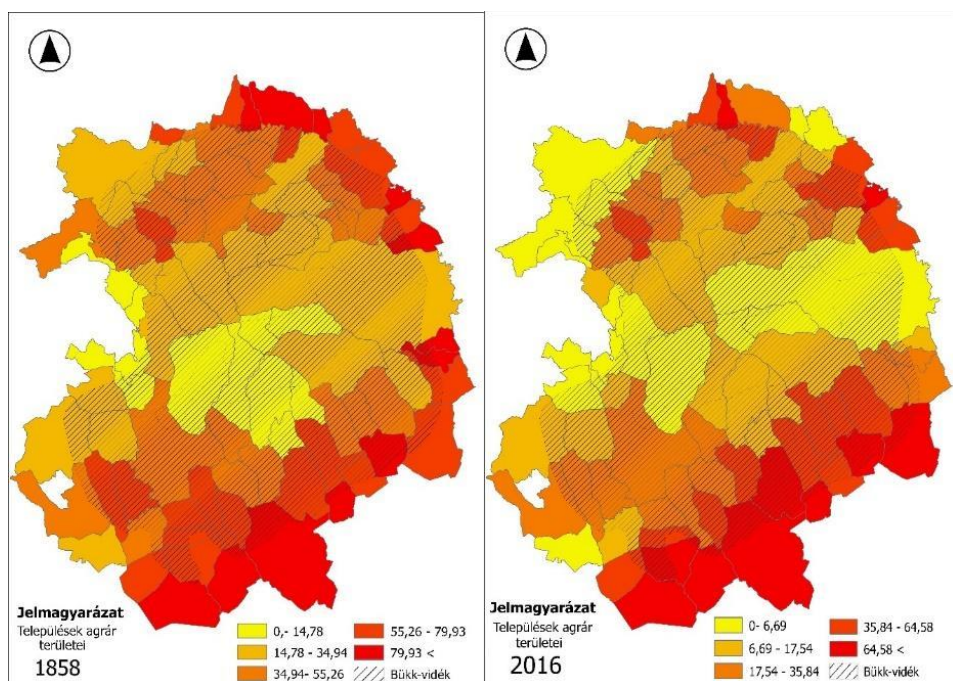


14. ábra Egyes települések tájhasználati változásai. Forrás: Saját szerkesztés

A különböző települések a XIX. századi állapotukhoz képest a fentebb is felsorolt történelmi és gazdaságtörténeti indokok miatt más-más tájhasználati irányba fejlődtek. A 14. ábrán 3 kiemelkedő trend változással rendelkező települést emeltem ki. Miskolc esetében az urbanogén tájhasználati változás erősödését jól mutatja a 14. ábra (3,5%-4,2%-12,65%-15,32%), míg Nagyvisnyó esetében az agrárium visszaszorulása és a természetes területek növekedése játszott fő szerepet (lásd 14. ábra kördiagramja). Berente példáját azért hoztam mert a település tájhasználati változása rendkívül jól szemlélteti az egykori agrár területekből megélő XIX. századi település felemelkedését a

XX. közepére, majd pedig annak hanyatlását s ezáltal a természeti területek újbóli megerősödését.

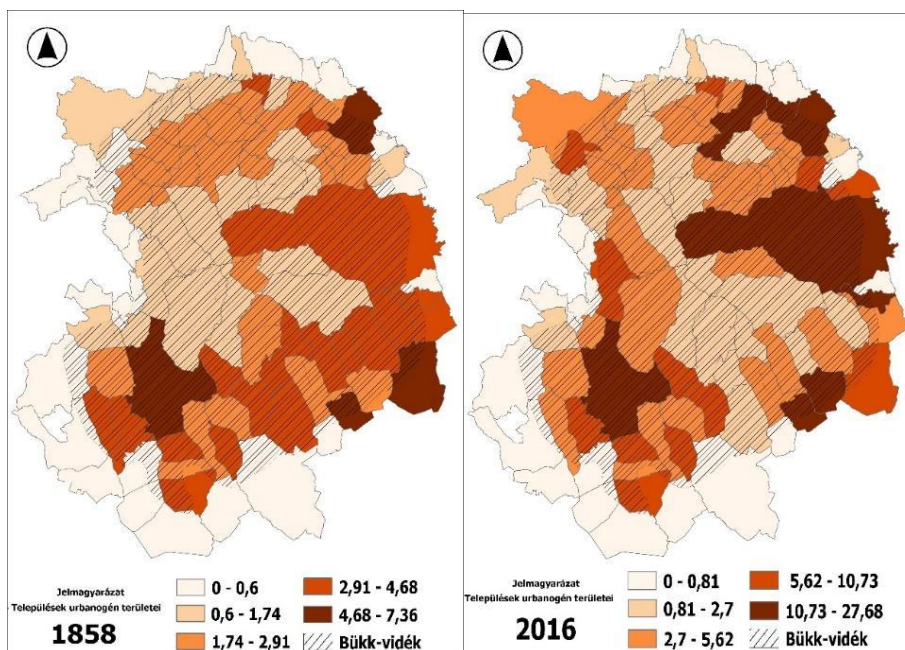
Azonban, ha megvizsgáljuk a 14. ábra térképi eloszlásait is akkor a már jól látszik a térbeli szerkezetváltás a különböző települések területén. Jól mutatja ezt, hogy még a XIX. században a Bükk-vidéki települések területének átlagosan csaknem 50%-át a különböző agrár területek tették ki, addig 2016-ra pedig már alig 28%, amely csakis a Bükkaljára a Tardonai-dombságra és az Upponyi-hegységre koncentrálódik (15. ábra, illetve 6-7.mellékletek térképei).



15. ábra A Bükk-vidék agrár területeinek változása. Forrás saját szerkesztés

A Bükk-vidék esetében másik ilyen szembevetendő változás az urbanogén területek átalakulása és a központok térbeli elmozdulása (16. ábra és a mellékletek). Az 1858-as katonai felvételezés során a középtáj településeinek határán belül átlagosan 1,94%-a valamilyen szinten ember által létrehozott területnek számít. Ezzel szemben 2016-ra ez a szám megduplázódik 4,3%-ra.

Természetesen, itt is ki lehet emelni gócpontokat és területi különbségeket elég csak megnézni a térképek jelkulcsában szereplő kategória beosztásokat (16. ábra, illetve nagyobb felbontásban 10-11. mellékletek). Érdekesség, hogy az 1858 felmérés során, hogy a település összterületéhez viszonyított legnagyobb urbanogén kiterjedés területe Emőd településre esett 7,36%.

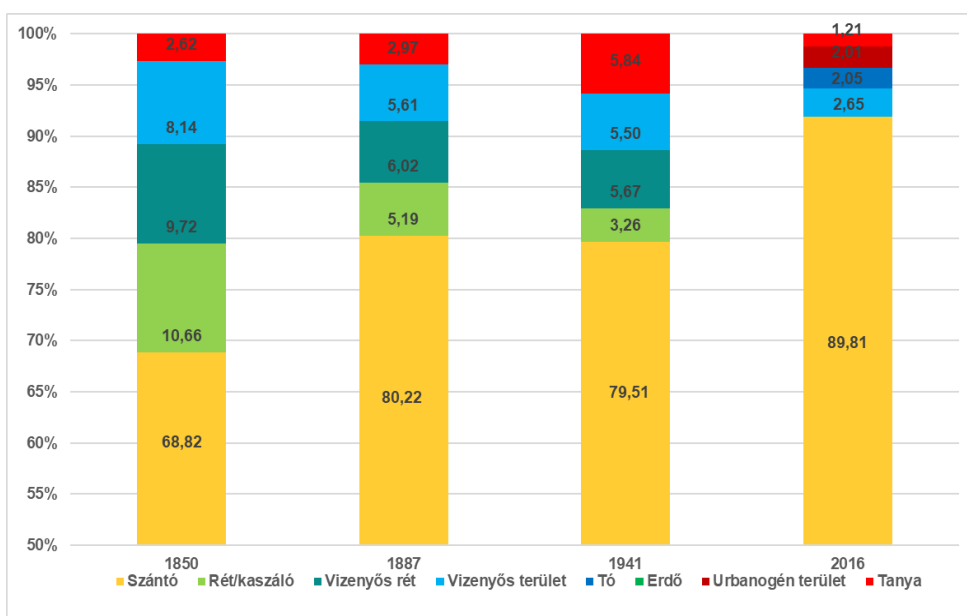


16. ábra A Bükk-vidék urbanogén területeinek változása. Forrás: Saját szerkesztés

Természetesen meg kell említeni, hogy Eger, mint a régió egyik központja mindig is kiemelkedő urbanogén területi állandóval rendelkezett. Szembetűnő azonban az ipari területeknél történő átrendeződés, valamint azok környékén létrejövő agglomerációban lévő területi növekedés is (16. ábra). Miskolc esetében kiemelendő, hogy még az 1858-as felmérésnél csupán közigazgatási területének 3,5% volt urbanogén, 2016-ra ötszörösére növekedett (15,33%). Ilyen még Kazincbarcika (2,16%-15,58%), Sajószentpéter (6,45%-19,67%) is.

4.1.2. A Hajdúhát Látókép tájrészletének táji változása

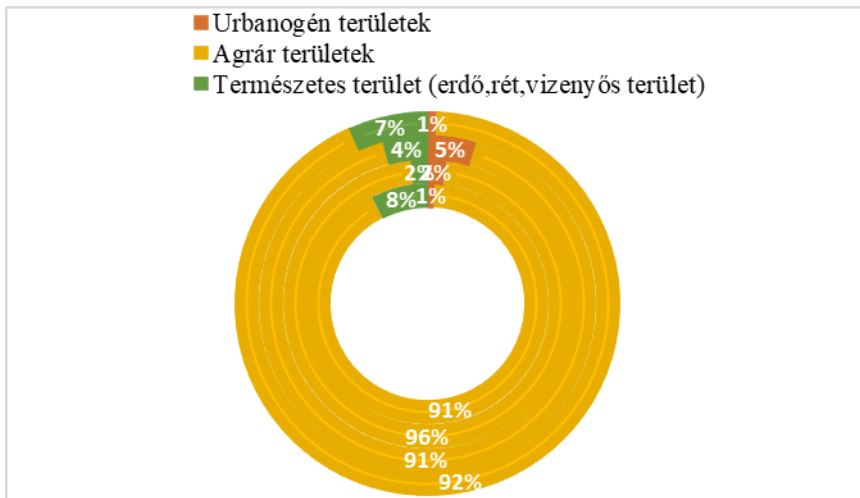
A digitalizálással nyert adatok alapján (17. ábra) elmondható, hogy a csaknem 2500 ha kiterjedésű agrárkultúra a szántóterületek kiterjedésének növekedésével s ezzel párhuzamosan a többi felszínborítási elem csökkenésével fokozatosan megy át egy monokultúrával jellemezhető tájtípusba (16-19. melléklet).



17. ábra Hajdúsági tájrészlet, azaz a Látóképi rész tájváltozása. Forrás: saját szerkesztés

A szántóföldi területek a XIX. század első felében mintegy 68,82%, addig napjainkban ez az érték megközelítőleg 89,81% (17. ábra). Ezek a területek az egykori vizenyős rétek és a legelők rovására növekedtek. 1850-es évekig a vizenyős rétek és a kaszálók együttesen több mint 500 hektárt (20%) borítottak, napjainkban ezek a területek 10 hektárra szorultak vissza (0,4%). A tanyahelyek eltűnése, azok felszámolása, az ugaroltatás eltűnése, valamint az

állatállomány szabad legeltetésére szolgáló rét és kaszáló területek fokozatos csökkenése a XIX. század közepétől jellemző. Az 1887-ben a tanyavilág kialakulásának időszakában a mintaterületen 79, az 1941-es adatok alapján 95 tanyát lelhetünk fel. Az 1944. október 22-én Debrecen-Látókép, Nagyhegyes környékén lezajlott hadi események során a tanyavilág nagy része megsemmisült. Ezt követően az 1945. március 15-i földosztás eredményeként kisajátították az ezer holdon felüli nagybirtokokat, valamint a 100 holdon fekvő kis- és középbirtokokat. Ezt követően a mezőgazdaság iparosítása, átszervezése és az intenzív mezőgazdaság térhódítása miatt a látóképi tanyavilág gyakorlatilag megszűnik. Manapság a területre a piacgazdaság által kialakított nagyparcellás mezőgazdaság a jellemző. A rendszerváltást követően a területen lévő termelősövetkezetek helyébe különböző növénytermesztéssel, állattenyésztéssel, valamint szolgáltatásokkal és értékesítéssel foglalkozó vállalkozások, társulások és magángazdaságok léptek. Ezeken a területeken a nagyfokú gépiesítésnek köszönhetően kukorica és búza intenzív termesztése folyik.

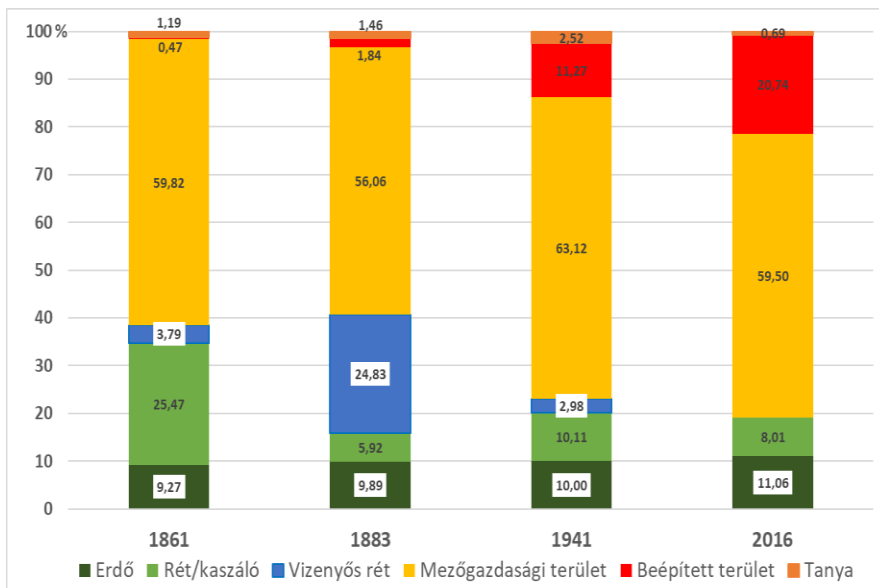


18. ábra Az egységesített térképészeti nomenklatúra rendszer segítségével 3 tájhasználati kategóriába összegezett diagram Látókép esetén. A belső körtől a külső körig növekszik az évszám. 1850; 1887; 1941; 2016. Forrás: Saját szerkesztés

Természetesen a 18. ábrán is és az eredménytérképeken (16-19. melléklet) is rögtön szembetűnő az agrár területek főlényes térfoglalása a területen. Ez a fentebb említett gazdaságtörténeti folyamatoknak köszönhetően az elmúlt 166 évben szinte semmit se változott. Azonban az urbanogén területek 1941-re történő hirtelen ugrása (1%-2%-5%) már jól mutatja, hogy a tanyavilág bizony akkor érhetette el a legnagyobb kiterjedését (18. ábra). A természeti területek hirtelen visszaesése az agrárium fejlődésének köszönhető. Ezzel szemben az 1941-es állapotot (4%) követő kisebb növekedés pedig már a parlagosodás és a tanyahelyek elhagyatottságának és az agráriumi területeinek felhagyását mutatja.

4.1.3. Monorierdő település táji változása

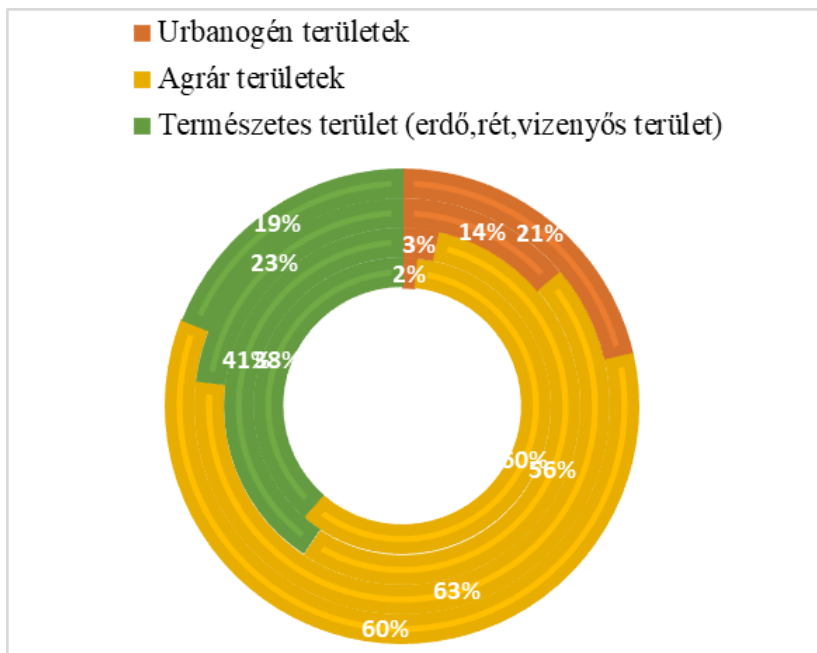
A kapott adatok (19. ábra) alapján jól látszik, hogy a Monorierdő özszerterülete (1506,56 ha,) nagyobb részt mindig is agrár jellegű volt (kb. 60%).



19. ábra Monorierdő település területhasználat-változása % értékekkel
Forrás: Saját szerkesztés

Az erdő területe mondhatni állandó (átl. 150 ha), viszont minőségben és elhelyezkedésében folyamatosan változik (eltűnnek az őshonos fajok és helyettük ültet állomány lesz). A 19. ábra alapján jól látszik, hogy az 1932-es parcellázást követően, hogy növekszik a beépített területek aránya (1883: 27,34 ha; 1941: 168,29 ha). Az akkori földművelési minisztérium 180 hold kimérését engedélyezte, azzal a kitéttel, hogy az erdő 60% át lehet csak kivágni. Monorierdő 1933-tól üdülőtelepülés, amint az „Erdőnyaralói Hírek” c. újságban mutattak be elsőként a Budapesti közönség számára. Az 1970-es évektől fogva azonban már egyre több az állandó lakos a településen s a vidéki nyaraló település képe lassan a háttérbe szorult. Ez a folyamat jól látszik mellékletekben is a közbenső zöld területek eltűnésével és a megnövekedett beépítettséggel.

A területre oly jellemző vizenyős rét is sok helyen eltűnik az új szántóterületek feltörésével (1883: 368,19ha; 2016: 0ha). Habár ez a folyamat nem csak a mezőgazdaság hatására történt. Egyre több jel utal arra, hogy a globális felmelegedés, valamint a fokozatos csapadékhiány és a már meglévő vizenyős területek nem megfelelő rendezése okozhatta a Bogárzó-réten található tavak kiszáradásához.



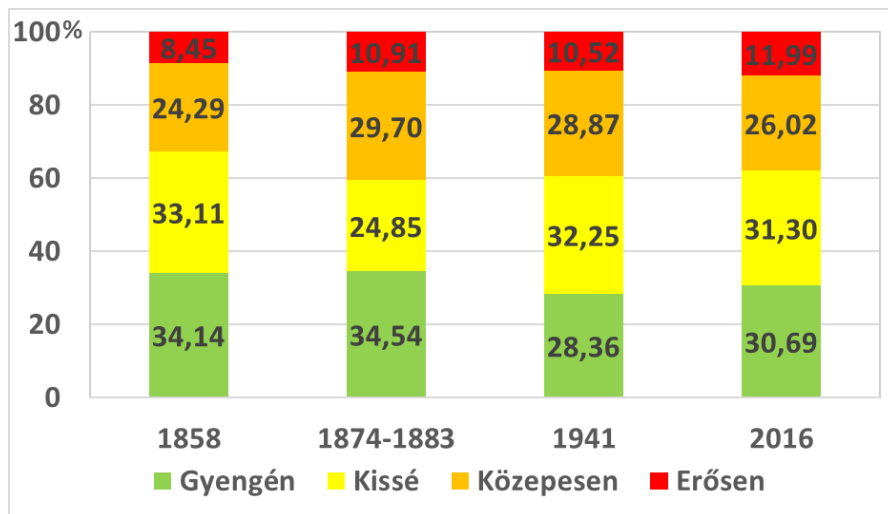
20. ábra Az egységesített térképészeti nomenklatúra rendszer segítségével 3 tájhasználati kategóriába összegezett diagram Monorierdő esetén. A belső körtől a külső körig növekszik az évszám. 1861;1883;1941;2016. Forrás: Saját szerkesztés

Monorierdő esetében már az elmúlt 155 év tükrében érdekes alakultak a különböző tájhasználati kategóriák (20. ábra). Szembetűnő, hogy még a XIX. században szinte végig változatlan a tájhasználat, a XX. szinte teljesen átalakul. A fentebb is említett parcellázásnak köszönhetően 1932-től fogva a település közigazgatási területének 14%-a s mára pedig 21%-a urbanogén területnek tekinthető. Ez a rendkívül markáns változás a természeti területek csökkenésével járt (1861;38%, 1883;41%,1941;23%,2016;19%). A budapesti agglomeráció ilyen mértékű növekedése egyben a környezet erőteljes átalakulásával az elmúlt 100 év tekintetében a természet átalakulását is eredményezte. Mint azt ahogy a 20. ábra is jól mutatja Monorierdő esetében az egykori Egri-káptalanság pusztája manapság már egy erőteljesen fejlődő urbanogén területekkel övezett budapesti agglomerációhoz szorosan kapcsolódó alvótelepüléssé fejlődött.

4.2. Az Antropogén Bolygatottsági és a Táj Antropogén Bolygatottsági Index

4.2.1. A Bükk-vidék antropogén bolygatottsága a számított indexek alapján

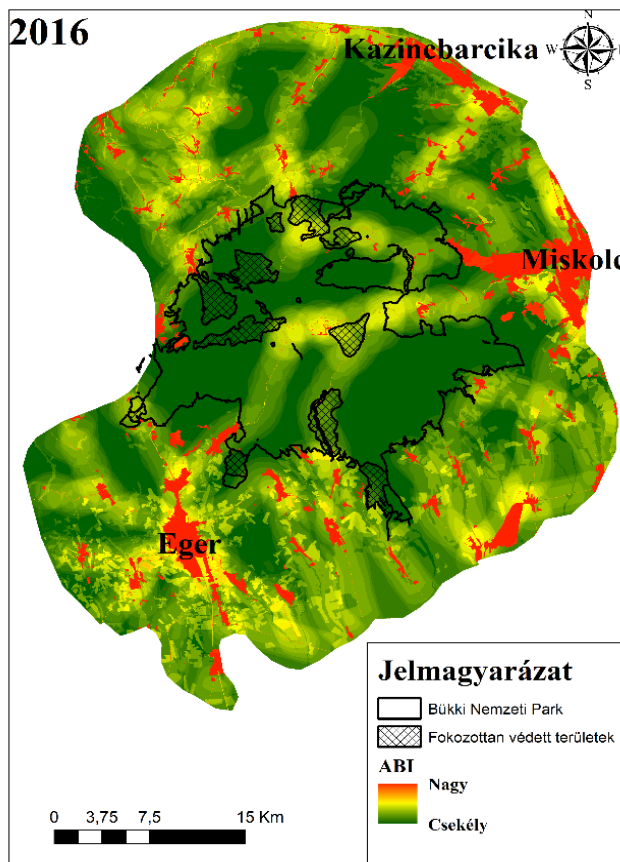
Az elkészített Antropogén Bolygatottsági Index eredményei a vártnak megfelelően szoros összefüggést mutatnak a tájhasználattal (12-15. mellékletek).



21. ábra Bükk-vidék Antropogén Befolyásoltsági Indexe. Forrás: Saját szerkesztés

A transzportogén bolygatás az ABI térképen jól kirajzolódik a Bükk-vidéket tagoló útvonalak nyomán (12-15. mellékletek). Ugyan a vonalas objektumok szennyezési értéke ebben az időszakban még elenyésző, mint azt a térképen a sávok szélessége/színe is mutatja. Azonban térpályáknak azok egymáshoz viszonyított távolságuknak már a Bükk-vidék táji feldarabolásában fontos szerepük lehet. Ebben az időben jól megfigyelhető, hogy az utakat a különböző domborzati térszínekhez kapcsolódó tájhasználati foltok határán, a mezgyén vezették (12-15. mellékletek). Az úthálózati csomópontok, különböző mértékű bolygatási gócpontokként jelentkeznek. Ezek leginkább a

Bükk-vidék déli részén a Déli-Bükk és a Miskolci-Bükkalja kistájakon jellemzők. Másodlagos gócpontok a Bükkalja és a Bükkklába területén alakultak ki, amelyeket a mai Felvidékre tovább vezető közlekedési térpályák, valamint a vásárvonalak mentét (részben) összekötő folyosók követik (12-15. mellékletek). Ennek megfelelően megfigyelhető a Bükk-vidékhez tartozó É-ÉK-i peremen a Sajó mentén keresztül nyúló ABI bolygatási értékek növekedése.



22. ábra Részlet az ABI modell alaptérképiből. Többi elkészített ábra a 12-15. mellékletekben található. Forrás: Saját szerkesztés ArcGIS Pro 3.0.3 szoftver, illetve az ABI modell segítségével

Az eredmények alapján a gyengén és kissé befolyásolt foltok a terület közel kétharmadát uralják. Elmondható, hogy a XVIII. század derekán a tájhasználatban az antropogén befolyásoltság még nem annyira számottevő (21. ábra). Kisebb gócpontokra koncentrálódik s azok körül alakul ki. Közúthálózatról nem beszélhetünk, a vásárvonal mentére, valamint a hegyvidékben lévő falvak összeköttetésére korlátozódott az útvonalak száma. A gócpontok ekkor a településeket és azok között létrejövő úthálózati csomópontokat, kisebb piacközpontokat takarják. Az 1767-es úrbéri rendeletet követően a tájhasználatban változások történtek. A Második Katonai Felmérés alapján már jól látszik a tervezett gazdálkodás. Viszont érdekes, hogy az adatok alapján a természetesebb tájrészletek (ABI modellben gyengén jelölt részletek) kiterjedésének változása (lásd a 4.1.1 fejezet részletei) jóval nagyobb, mint amekkora a tájhasználat alapján várható volt. Ezt az anomáliát a következők befolyásolták a térinformatikai modell alapján. Az ABI modell egyik jelentős tényezőjét adják a vonalas objektumok. Az 1858-as felmérés során azonban a térképezés során az addigi utak egy részét nem jelölték, így azok használatáról nem tudunk. Az eredmény térképen jól megfigyelhető (12-15. mellékletek), hogy a Bükk-fennsík területén, s a Déli-Bükkben is kevesebb lett a közlekedési pályákhoz kötődő bolygatás. Ez elképzelhető, hogy részben a tervszerűvé váló erdőgazdálkodásnak köszönhető, mert csökkentette az erdőélés spontán térhasználatának nyomvonalait, a belső részeket szinte háborítatlanul hagyták a század derekára. Ugyanakkor a szántóterületek kiterjedése is jelentősen csökkent. Bár a települések száma és területe enyhén növekedett s ezáltal a bolygatás is (21. ábra), azonban az úthálózati gócpontok száma az előbbi indokok miatt csökkent.

A Második Katonai Felmérésen az értékek alapján gyengén, illetve kissé bolygatott területek (21. ábra) a Bükk-vidék kétharmadán található, azaz az ember által kevésbé érintett térszínek aránya szinte változatlan. A Bükk-

vidék belső, még zömében érintetlen erdőterületeinek határát az ABI térkép jól kirajzolja. Egyetlen nagy csomópont található a terület DNy-i részén, ami a mai Egri-borrégió területére esik. Ekkor még nem terjedt el a területen a filoxéra, így a települések mellett az egykori történelmi borvidéken telepített szőlőültetvényeket teljes kiterjedésükben láthatjuk. Azonban, a szőlőültetvényekre bevezető utak, illetve azok csatlakozásánál létrejött gócpontok erősítik az antropogén hatások mértékét. Ezzel ellentétesen Miskolc település irányából a hegy belseje felé a bánya és ipari üzemek megindulásának köszönhetően kisméretű intenzíven bolygatott foltokat láthatunk.

A Harmadik Katonai Felmérés időszakában a területhasználatban és a földhasznosításban jelentős területi átrendeződések zajlottak, amelyek az ABI térképen is jól követhetők (12-15. mellékletek). A gyengébb értékekkel rendelkező foltok száma növekedett (34,54%), összességében még mindig az ember által kevésbé befolyásolt foltok aránya rendelkezett, csökkenő mértékű abszolút dominanciával (21. ábra). Az erdőterületek ekkor érték el a legkisebb területi arányt. Az Egri-borvidék egykori szőlőültetvényein a filoxéra miatt megindult a parlagosodás, a spontán cserjésedés, így másodlagosan kialakult tájhasználat jellemzi. Mindez az ABI értékek területi eloszlásában is megmutatkozik. Az ide tartozó térszíneken nőtt a természetközeli foltok kiterjedése. A nem használt dűlők között az utakat is felhagyták, így azok másodlagos vagy harmadlagos útként szerepelnek tovább, ezzel csökkentve az antropogén zavarást a tájban. A másodlagos gyeppek, illetve a kevésbé intenzíven hasznosított tájhasználati formák viszont természetesebb ABI értéket mutatnak (12-15. mellékletek).

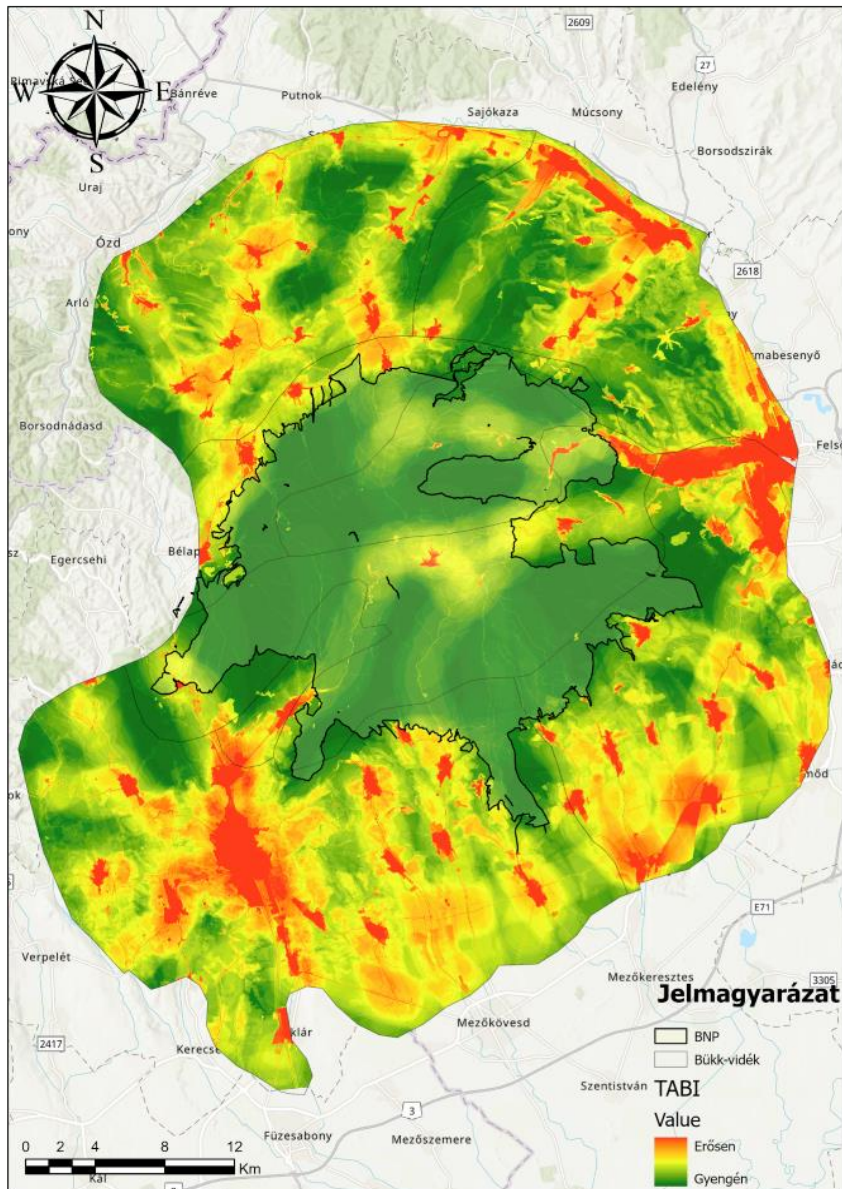
A Második világháború alatt zajló 1941 felvételezésnél ugyanakkor a Bükk-vidék északi részén, a Bükkhát területén még jelentősebbé vált a Borsodi-szénmedence bányászata és a kohászat, ami az addigi gócpontok számának növekedésével, intenzitásának erősödésével járt együtt. A már

jelentősebb mértékben befolyásolt kategóriába sorolt területek már uralkodó tényezővé váltak a kistáj területén. Az antropogén bolygatottság mértéke az erősen befolyásolt foltokon 10,52%-ra növekedett (21. ábra). Ami ugyan elenyészőnek tűnik, de minőségi változások miatt a Bükk-vidéken közel 40%-os, a Bükkhátat megnézve (lásd a 12-15. melléklet) pedig abszolút dominanciájú területi változás aránya. Ez elegendőnek bizonyul ahhoz, hogy a területhasználat alapján a táj karaktere az északi részen olyan mértékben átalakuljon, hogy tájtípus változás is történjen (agrár-ipari). A 2016-os adatok alapján összességében ugyan az erősebben befolyásolt területek kiterjedése stagnált, de a minőségbéli változásuk felerősíti antropogén befolyásoltságukat. A zavarás kistáji szinten enyhén nőtt, de ez inkább a mesterséges foltok koncentrációjának és a kismértékben bolygatott, degradált tájrészletek kiterjedésének köszönhető (12-15. mellékletek). A tájkarakter szempontjából fontosabb hatásnak tekinthető, hogy a gyengén befolyásolt foltok felszabdaltsága az előző időszakhoz képest jelentősebbé vált (21. ábra).

Az eddigi ABI modellek során az antropogén befolyásoltság mértékének növekedését láhattuk. A második világháborúig lezajlott változások után kimondható, hogy a modern gyárpar megjelenésével a tájban határozott átalakulás következtek be. A gócpontok átrendeződése a korszakok trendjeihez igazodott, a kisléptékű térben szórt beavatkozásokat felváltották a koncentrált antropogén típusfelszínek. A területhasználati formák között megjelenő mesterséges tájlemek kis területi koncentrációja is elegendő volt ahhoz, hogy minőségi változás következzen be a középtáj karakterében. Így az addigi agrár tájkarakter, ipari-agrár jellegűvé alakult át.

Az ABI modellből kapott tájtörténeti adatok elemzésének kiterjesztése az elmúlt 158 évre egy újabb mutató segítségével valósult meg, amelynek számított eredményeit térképen ábrázoltam. Az Táji Antropogén Bolygatottsági Indexet bemutató térkép a már elkészített ABI fedvényekből

tevédik össze (3.2.5. fejezet). A Bükk-vidék esetében a következő eredményeket kaptam (23. ábra).



23. ábra A Bükk-vidék TABI eredménytérképe Forrás: Saját szerkesztés

Az eredménytérképen is jól kirajzolódik, hogy a BNP belterületei a gyengén vagy kissé befolyásolt területek közé esnek.

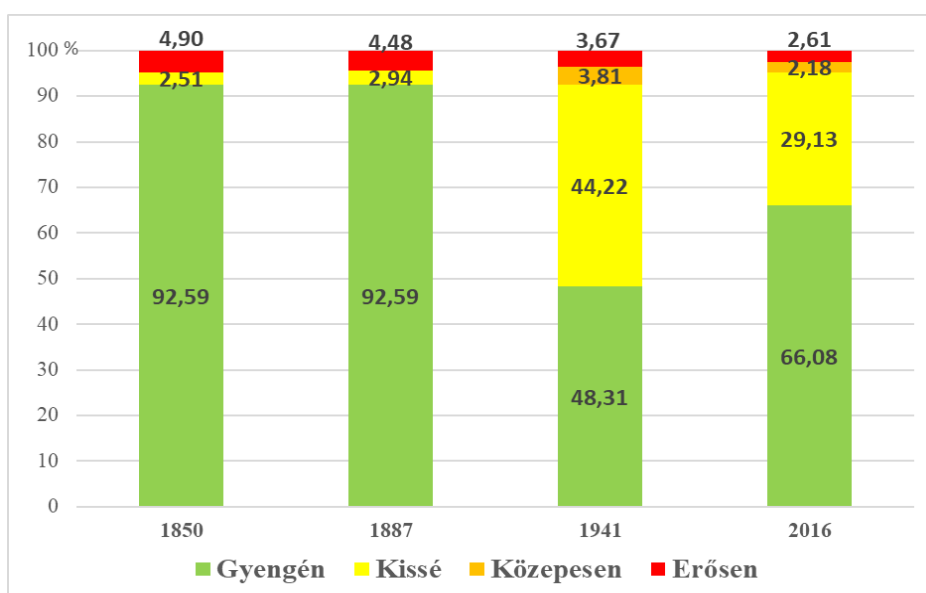
12. táblázat A TABI Bükk-vidék modellből számított adatok összegző táblázata

Csekély	42,44%
Kissé	49,2%
Közepesen	4,2%
Erősen	4,16%

Viszont itt már jól érezhető a tájtörténeti részben kifejtett „huta” települések szerkezete, ahol a közepesen és erősen bolygatottnak jelölt területekkel találkozunk (23.ábra). A mintaterület 42% csekélyen érintett terület (12. táblázat). A térkép által jelzett területeken olyan táji folyamatok zajlottak az elmúlt 240 távlatában, amelyek az adott terület tájkarakterét nem, vagy elenyésző mértékben alakították. A BNP nem hiába pont ezekre a területekre koncentrálódott, hiszen mind a természetvédelemben, mind pedig táji jellegét tekintve ezek a legtermészetesebb területei a Bükk-vidék egészének. Azonban az úthálózat és a különböző települések nyomai még így is rendkívül markánsan kirajzolódnak. Nem szabad elfeledkeznünk arról a tényezőről, hogy ez csak az elmúlt 158 év távlatából való következtetés a táji szintű bolygatás mértékére. Lényegében azon területek, amelyek kissé érintettek (több mint 49%!) már jól tükrözik a Bükk-vidéken végbement antropogén tájváltozások helyszíneit (12. táblázat). Ezekben a helyeken mind az ipar, mezőgazdaság, de akár a szimpla életvitel is nyomott hagyott a felszínen. A közepesen (4,2%) illetve erősen (4,16%) befolyásolt területek pedig már a Bükk-vidék erősen urbanogén területei közé tartoznak (12. táblázat).

4.2.2. A hajdúháti Látóképi-tanyavilág bolygatottsága a számított indexek alapján

Az adatok és a térképek (20-23. melléletek) alapján szembevető az antropogén bolygatottság növekedése a mintaterületen az elmúlt 176 év tükrében. Az XIX. századi állapotok még egy természetesebb, gyengén érintett rétekekkel és kaszálókkal tagolt területet jelölnek (lásd 4.1.2. fejezet).

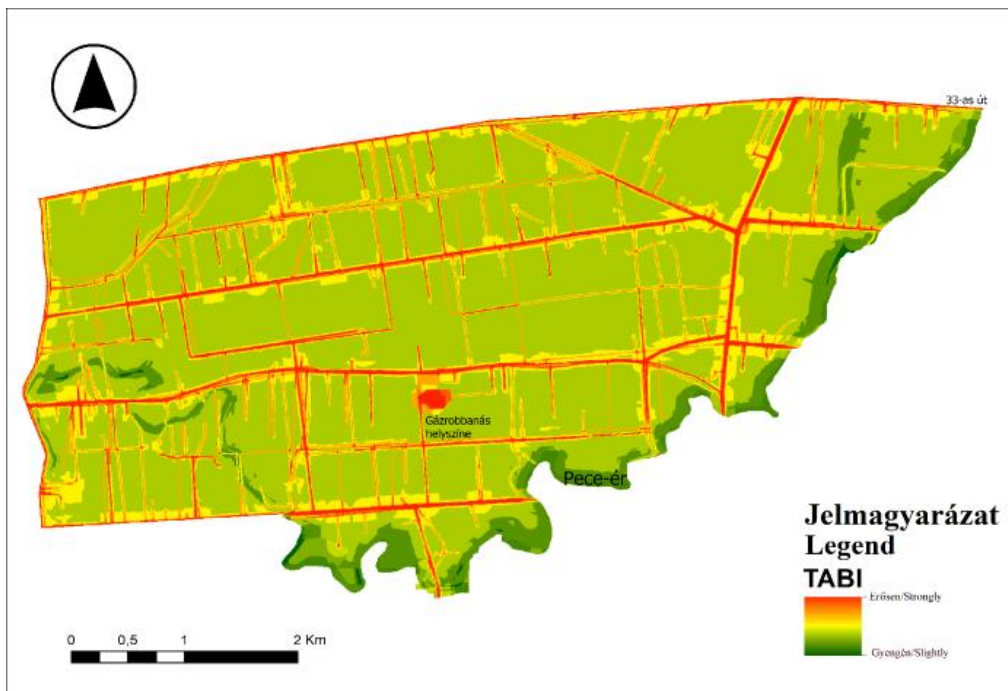


24. ábra ABI modell eredménytérképiből kinyert adatok % elosztásban.
Forrás: Saját szerkesztés

Itt még a gyengén érintett területek aránya 92 % felett van. Az antropogén bolygatottsággal erősen érintett területek aránya pedig 4,5 % körül alakul (24. ábra), amelyek a XIX. században csakis kizárólag a tanyahelyek és egyéb hozzájuk köthető kiszolgáló épületeket jelöltek. Jól látszik (24. ábra, 20-23. melléletek), hogy a motorizáció megjelenésével (1941) a vonalas objektumok mentén viszont már a kissé bolygatott területek aránya megnövekszik (44,2%), valamint a főutak mentén megjelennek (20-23.

mellékletek) a közepesen szennyezett területek (3,82%). Az idő előrehaladtával 2016-ra viszont az ABI értékeknél a gyengén átalakított részek növekednek (48,31%-66,08%). A tanyák felhagyásával természetesebb foltok jelennek meg, majd idővel ezeket teljesen felszámolják és újra szántóterületekké válnak, avagy parlag területek lesznek. A Látóképi terület nem tartalmaz olyan izgalmas folyamatokat, mint az előbbieken bemutatott Bükk-vidék, azonban maga a modell és az általa kapott értékek segítségével már számszerűsíthető és érzékelhető egy agrártáj története és karakterének változása.

Az előzőekben bemutatott ABI modell ugyan évről évre jól mutatja, hogy bizonyos helyszíneken a terület hogyan változik és milyen bolygatási mértéket találhattunk. Azonban, ha összeségében nézzük az elmúlt 174 év táji eseményeit már egészen más eredményeket kaphatunk.



25. ábra Hajdúhátú tájrészlet, Látókép TABI modelljének térképe. Forrás: Saját szerkesztés

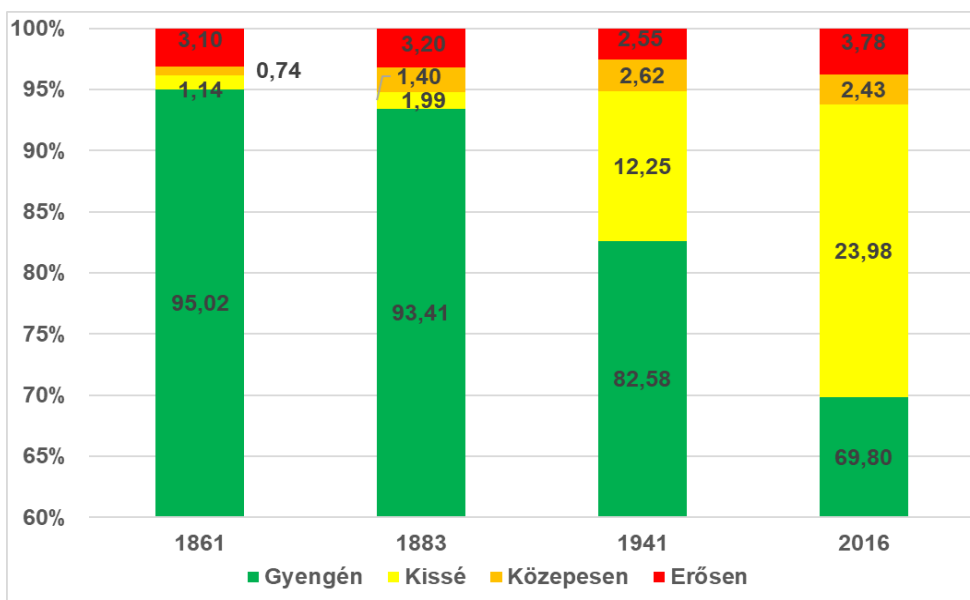
A TABI térképen jól látszik, hogy összességében a térképen zöld szalagként végigfutott (25. ábra) Pece-ér mentén láthatóak olyan foltok, melyek természetesnek mondhatóak. Ugyan ezek sem minden esetben természetközeli foltokat jelölnek, mivel egy csatornakotrás, vagy egy intenzív fakivágás és nádaratás ezeket is átalakíthatta, azonban foltokban mégis őrizhetik az egykori ér mentére jellemző vegetáció maradékát. A csekélyen érintett területek közel 8%-os értéke bizonytalanságot hordoz (13. táblázat). Az alacsonynak számolt 87,4% érték pedig a modell alapján az elmúlt 176 év távlatában számolt adatok és tudott táji szintű változásokat összegezve olyan ma már intenzív mezőgazdasági területeket jelöl, amelyek szinte mindig is uralták a területet az elmúlt évtizedek során. A közepesen (4,22%) és erősen (~0,4%) érintett területek a különböző vonalas objektumok mentén alakultak ki (13. táblázat). A csomópontok és különböző TSZ központok környékén kialakult sűrű úthálózat mentén igen sok helyen már betonozott/aszfaltozott műutakkal találkozhatunk az agrártájban. Sőt meg kell még említeni a terület középső részén lévő szinte kiemelkedő erősen bolygatott területet (25. ábra gázrobbanás helyszíne), amely az 1961. augusztus 24-ei gázkitörés által jött létre. A gázrobbanás során keletkezett közel 200 méteres átmérőjű kráter és a 17 méteres sánc a táji jelleget teljesen átalakította. Manapság a benne felgyülemlett víznek köszönhetően közkedvelt horgászto és kirándulóhely. A XXI. századra a kistáj részlet területén nem találkozunk olyan területtel, amely nem lenne érintett valamilyen szinten az ember által. Debrecen közelsége és az intenzív mezőgazdaság, valamint a tanyahelyek felszámolása szinte mindenhol bolygatottá tette a Hajdúhát eme szegletét.

13. táblázat A TABI Látókép modellből számított adatok összegző táblázata

Csekély	8%	Közepesen	4,22%
Kissé	87,4%	Erősen	0,38%

4.2.3. Monorierdő antropogén táji változásai a számított indexek alapján

Monorierdő esetében az ABI értékek már jól tükrözik a budapesti agglomerációban lezajló terület használattal összeköthető antropogén átalakulásokat (28-31. melléklet).



26. ábra Monorierdő település ABI értékek alakulása az egyes felvételezések időpontjain

Forrás: saját szerkesztés

A kiindulási időpontban a 26. ábrán is jól látható, hogy egészen magasnak mondható a gyengén érintett területek aránya (95,02%). Ez köszönhető annak is, hogy a terület ekkor még az Egri-káptalan birtokához tartozott, aki a területen található idős tölgy állomány kezelésével, valamint a jó minőségű vizenyős rét és kaszáló területeken tartott állatállománnyal nem igazán nyúlt bele a táj jellegébe. Ugyan elenyésző a kissé és közepesen érintett területek száma, viszont ezek már olyan fix tanyahelyek és kiszolgáló

épületeket jelölnek, amely köré az egykori település kezdett kiépülni. A viszonylag magas bolygatottságú, 3,1% részarányú azaz kb. 46 hektáros terület azonban már a vasútvonal és a 4-es főút szakaszát jelöli. A Harmadik Katonai Felmérés során kissé csökkent a természetes felület, s főleg a tanyahelyek és különböző kiszolgáló épületek létesültek (28-31. mellékletek). Az 1941-es állapot azonban már jól tükrözi az 1931-es felparcellázás eredményeit. A gyengén érintett területek száma 13%-kal csökkent (azaz 82,58% kb. 1243 ha), amely a falu beépülésének köszönhető (26. ábra). Természetesen a kissé és gyengén bolygatott, valamint az erősen érintett területek száma ennek a tükrében növekedett. A lakosság elkezdett beáramlani a két világháborút követően és 2016-ra a gyengén érintett területek aránya több mint 26%-kal csökkent (26. ábra), amely a település erdőben való létrejöttét jelöli a kissé és közepesen érintett értékek növekedésével párhuzamosan (együtt kb. 15% azaz 225 hektár).



27. ábra Monorierdő TABI eredménytérképe Forrás: saját szerkesztés

A 27. ábrán is jól látható, hogy a vonalas tájelemek hatásai itt is térben összegződnek, mintázatuk lineárisan szétterjedt a tájban.

14. táblázat TABI Monorierdő modellből számított adatok összegző táblázata

Csekély	12%	Közepesen	34,5%
Kissé	40,5%	Erősen	13%

A 27. ábrán csekélyen (12%), szigetszerűen elkülönülő foltok valóban olyan bolygatatlan erdős, rét és legelőterületek, amelyeket az antropogén hatások nagyrésze eddig elkerült. Azonban a terület nagyrésze kissé (40,5%) és közepesen (34,5%) bolygatott, ami annak köszönhető, hogy a település még rendkívül fiatal, így a településen belül az üres telkeken és már beépített telkeken is még láthatunk olyan idős hagyásfákat és fasorokat, amelyek az egykori tölgyerdőben nevelkedtek (28. ábra). Habár a vonalas hálózatok szinte átszövik a település egészét, a tájban a települési utcákat leszámítva 4 nagyobb nyomvonal látható. Ilyen a 4-es főút, a M4 számú újonnan létesített autópálya, a Monori-út és annak nyomvonala, ami az eredeti Pest-Cegléd főútvonal mentén van, valamint a Cegléd-Budapest 100a vasútvonal. Ezek összesen az urbanogén települési részekkel 13%-át teszik ki a területnek.



28. ábra Idős kocsányos tölgyfasorok a település belterületén, amelyek őrzik még az egykori erdő táji jellegét. Forrás: Saját felvételezés

5. DISZKUSSZIÓ

5.1. Az ABI modell, mint az antropogén táji bolygatás mérőeszköze

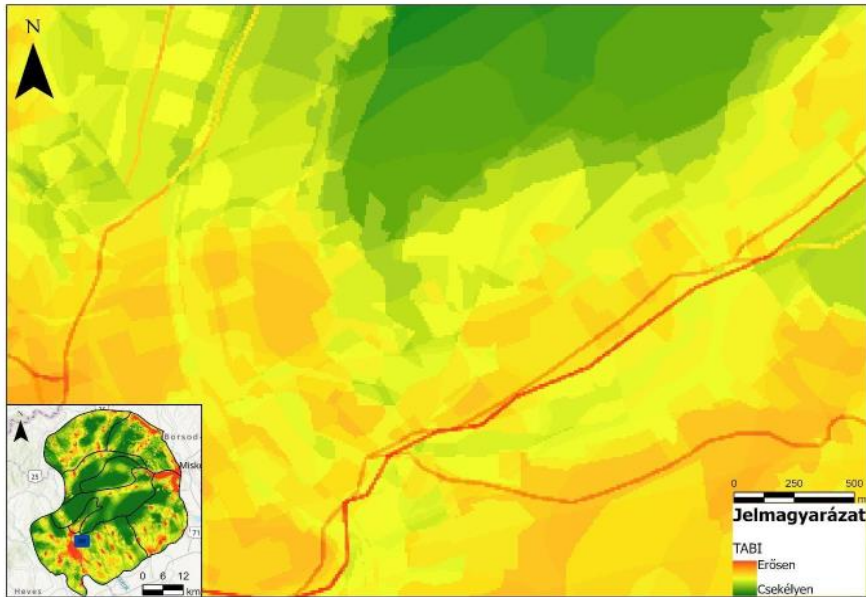
Az ABI modell elkészítéséhez törekedtem a már eddig bevált és jól alkalmazható módszerekhez hasonló, átlagnál jobb térbeli és időbeli felbontásra képes és mindenki számára elérhető alapokat használni. Éppen ezért elsődleges szempontjaim között volt, hogy:

- a modell megismételhető legyen a leírt módszertannal szinte bármilyen térinformatikai szoftverben,
- ne legyen speciális alapkövetelménye,
- az eredményeket mindenki számára közérthetően generálja, amelyeket könnyűszerrel meg lehet érteni/értetni.

A térképezési módszertani leírások alapján létrehozott alaptérképekből a modell segítségével már egymással összehasonlítható adatsorok készültek. Azonban érdemes a különböző tájak és léptékek ABI modell számításainak átvizsgálása a történeti adatok és a történelmi események tükrében is. Sőt, nem árt, hogyha a modellből kapott adatokat a helyszíni terepszemlével is összekötve validáljuk.

A Bükk-vidék történeti katonai térképein látható tájváltozás szinte elenyészőnek mondható a XX. században történt eseményekhez képest. Összességében az antropogén befolyásoltság a Bükk-vidéken az 1941-es és 2016-os felmérések között nem növekedett, hanem az az eredménytérképeken is érzékelhető táji szintű foltváltozások figyelhetők meg. A gyengén befolyásolt területek kiterjedése enyhén növekedett, amely a nemzeti park megalakulásának köszönhető (1977). Az elsődlegesen gazdasági célú fakitermelést felváltotta az erdők természetvédelmi funkciója, amely nyomán az erdők területi aránya jelentős mértékben emelkedett (ABI modell alapján

7%). Ehhez a térhasználathoz köthető továbbá a Bükk belső részein a vonalas tájlemek részbeni visszaszorulása, mert a közúthálózatból is kivontak utakat. Bár az ipari-bányászati térszínek aránya háromszorosára nőtt, de a bányászat felhagyásával felszabadult bányaterületeken vagy tudatos tájrendezés, vagy spontán visszarendeződés figyelhető meg a domborzat és a növényzeti fedettség alakulásában. Az antropogén zavarás mértéke, ezért több helyen visszaesett, itt tehát az ABI érték gyengébben érintett területeket mutat. A mesterséges térszínek növekedésének másik faktorát a szocialista időszak alatt kikényszerített, erőltetett urbanizációs folyamat jelentette. Ez a '70-es évekig gyorsuló, majd onnan lassuló ütemű, stagnáló területi növekedést jelentett, viszont a városiasodás a hirtelen megugró lakónépség növekedéséhez köthető lakótelepek és új városközpontok mesterséges felületeinek kiterjedésével a bolygatás intenzitását változtatták meg. Ez azonban a nehézipari körzetek válsága nyomán, valamint a természetvédelem megerősödésével, egyfajta visszarendeződést mutat. Ennek mértékéről nincs pontos információnk, mert az 1970-es évekhez köthető térképi dokumentáció nem került feldolgozásra. Azonban az ehhez köthető ABI térképén jól megfigyelhetők az egyes települések, valamint a bányászati-ipari övezetek markánsan elváló foltjai a gyengén használt felszínek övezetében, a természetközeli mátrix szövedékében (lásd 29. és 30. ábra).



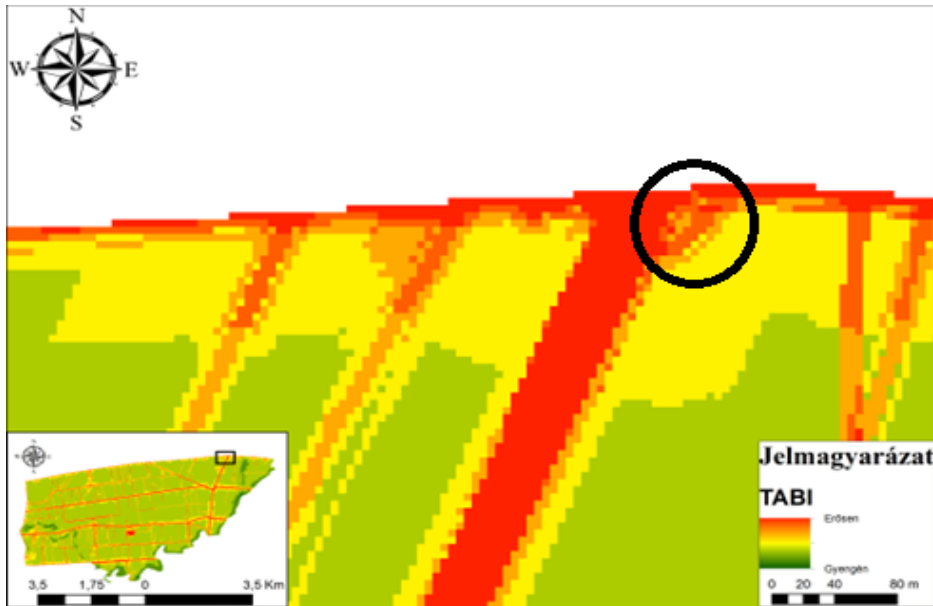
29. ábra Bükk-vidék nyugati lejtőjén található Nagy-Eged hegy TABI térképe. Egykori szőlő terület, majd a lejtő aljában bánya, s újra szőlő parcellákkal tagolt hegyoldal. Forrás: Saját fénykép



30. ábra Bükk-vidék nyugati lejtőjén található Nagy-Eged hegy. Egykori szőlő terület, majd a lejtő aljában bánya, s újra szőlő parcellákkal tagolt hegyoldal. Forrás: Saját fénykép

Ezek a területek továbbra is egy erőteljesebb bolygatást őriznek és helyileg a tájkaraktert is jelentősen befolyásolják. De a Bükk-vidék egészén már egyre kevésbé érzékelhetők az ipari vonások. Ez alapján is jól látszik, hogy ugyan a Bükk-vidék elmúlt 174 évében történt tájváltozásra az ABI modell jól használható, azonban az egyes felvételezések közötti értékkülönbségek vizsgálatához már egy komolyabb szakmaibb tájtörténeti ismeretekkel is rendelkezni kell.

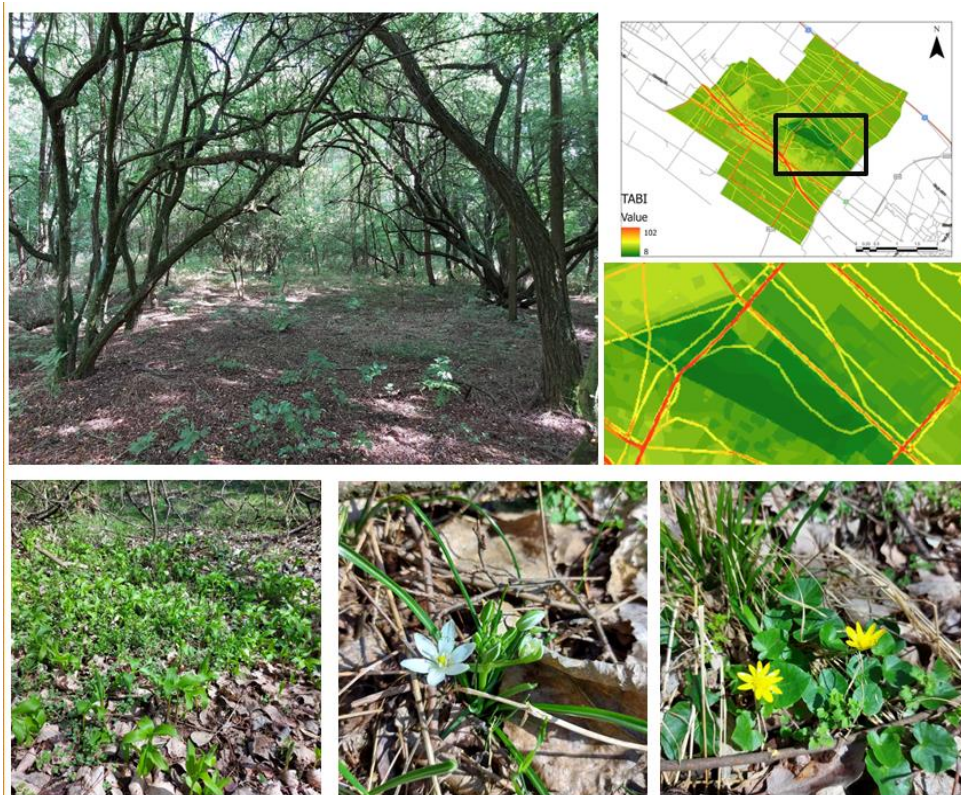
Más a helyzet azonban a hajdúháti tájrészlet Látókép esetében. A kistáj területéből adódóan az agrár szerepkör végig meghatározó volt. Azonban a történeti katonai felmérések és a második világháborút követő eseménysorozatoknak köszönhetően táji szinten is jelentős változások következtek be. Az alaptérképeken látható vonalas térbeli objektumok szövedékei mentén kialakul tanyahelyeket felváltotta a monokultúrás agrárgazdaság. Ugyan az ABI modell itt is gyengén érintett területeket mutat, azonban a valóság már más lehet. Az egykori eredeti igen gazdag hajdúháti gyepeken, amelyek mozaikosan helyezkedtek el a területen a Debrecen városához köthető állattartás folyt. Ez a hagyományos legeltetés vagy egyes helyeken kaszálás egy teljesen más felszíni bolygatást eredményez, mint egy nagyfokú gépesített mezőgazdasági kultúra. Az ABI modell ebben az esetben nem mindenhol tudott különbséget tenni. Érdekes ilyenkor a modellezés során a létrehozott alap adatbázisokat is közelebről is megvizsgálni, valamint a terepen tapasztalt bolygatás mértékét is súlyozni. Ugyan, a vonalas objektumok mentén kialakult „erősen” átalakított térszínnek valóban már egy olyan felszínt mutatnak, amelyek ténylegesen átalakultak az elmúlt 170 év tekintetében. Egy eketalpas csernozjom talajokon kialakult aktív mezőgazdasági parcella felhagyás után ugyan betud spontán gyepesedni, de a talajban lévő bolygatás miatt a gyengén átalakított jelző nem minden esetben pontosnak tekinthető (31. ábra).



31. ábra Látókép mintaterületen egykori gyepes területén létrejött út melletti másodlagos gyepen létesített talajszelvény. Forrás: Saját szerkesztés saját talajszelvény

Viszont, a modell az ipari katasztrófa után létrejött Kráter-tó jelenlegi funkcióját és jellegét igen markánsan kirajzolta a területen. Ez a fajta ábrázolás és a „természetesebb” területek felismerése a modell segítségével már egyszerűen beazonosítható. Hiszen, a bolygatott területektől távol eső foltok érdekes jellemzőket hordoznak magukkal.

Érdemes tehát még jobban pontosítani a térképezést, ha ilyen foltokat szeretnénk megtalálni. Rendkívül jó példa volt erre a település szintű tesztelése a modellnek, mivel Monorierdő nagy része kultúrterület. A település területére a löszös-erdőszyepp-vegetáció volt a jellemző, de az eredeti fás társulások maradványai már csak elvétve lelhetők fel. A település közvetlen környezetében, mint ahogy a neve is sugallja egykor és még ma is jelentős az erdőterületek aránya (11%). Az 1932-évektől követően azonban a parcellázás miatt az eredeti alföldi tatár juharos lösztölgyes (Aceri tatarici-Quercetum roboris) állományokat kivágták és helyükre akác és vegyes nyár fajtákkal tarkított kultúrerdőt létesítettek. Mivel az erdőtelepítés folyamatos volt és a területet nem tarvágták, így a TABI modell számára ez a terület gyengén érintettként szerepel (TABI térképen a mélyzöld folt a térkép közepén lásd a 28. ábra). Mindezek ellenére egy erdőtelepítés a tájban igenis befolyásoló tényező. A terepi felméréseim alapján Monorierdő esetén mégse történhetett olyan nagy bolygatás, mivel az igen sérülékeny eredeti társulásokra jellemző aljnövényzet több helyen is még megtalálható volt az erdő területén belül (Széleslevelű salamonpecsét- *Polygonatum latifolium*, Erdei ibolya- *Viola reichenbachiana*, Salátaboglárka- *Ranunculus ficaria*, Erdei szálkaperje- *Brachypodium sylvaticum*, Erdei gyömbérgyökér- *Geum urbanum*, Kónya habszegfű- *Silene nutans*, Sulymos sás- *Carex spicata*). Sajnos azt viszont hozzá kell tenni, hogy a kutatást követően a 2023-as tarvágás, tuskózás és terepelegyengetés az erdő teljes területét érintette, így megszüntetve az eredeti megmaradt társulásokat maradványfoltjait.



32. ábra "80 holdas" erdő területe és a TABI modell által "gyengén" bolygatottnak jelölt részen található már ültetett akácos és eredeti lágyszárú növényzet Forrás: Saját felvételek

Érdeemes, azonban a többi kevésbé bolygatott, féltermészetesnek jelzett foltot is megvizsgálni település szinten (33. ábra). Ilyenkor jól jönnek a terepi ismeretek, valamint az ökológiai ismeretek is. Monorierdő település észak-északnyugati határában található az egykori kaszálórét és legelő utolsó egyben megmaradt területe a Bogárczó-rét helyi jelentőségű védett természeti terület kb. 87 hektáros területe.



33. ábra Bogárzó rét és annak természetesen megmaradt társulásai
Forrás:saját felvételek

A hajdani homokpusztagyepekkel borított buckavidék egyik utolsó, közel természetes állapotban megmaradt részleteit láthatjuk. A fajszámot tekintve 700-800 darab észlelhető, ebből védett fajok száma kb. 35-40 darab. A TABI modell alapján a terület a kissé befolyásolt szakaszokkal tarkítottak közé tartozik (33. ábra).

Azonban, ha közelebbről is megvizsgáljuk a területet, akkor értékes zárt- és nyílt homokpusztagyep társulásokkal találkozhatunk, amelyek a környék utolsó egyben lévő természetes gyepes területeit takarják. Ugyan, a területen rengeteg kisebb földút található, azonban ezek természetessége a használatoktól függően szinte évente változik (Mellékletek Monorierdő térképei). Ugyan ismerjük, hogy a második világháború során az egykori lövészároknak is maradtak itt táji lenyomatai, valamint a tórendszer kiszáritásával és a terület szélébe belevájt mesterséges vízlevezető csatornákkal a táj átalakult, azonban terület hagyományos kezelésének

köszönhetően (birka legeltetés zajlik rajta közel 500 éve a leírások alapján (Csóka 2017) hamar vissza tudott állni. Az ABI modell és a belőle alkotott TABI modellben foglalt területeket tehát érdemes összevetni a terepen tapasztaltakkal, valamint az alaptérképek mellé érdemes egy tájtörténeti elemzést is elkészíteni.

6. Összefoglalás

Disszertációmban olyan térinformatikai modellt hoztam létre, amellyel az antropogén befolyásoltság tájra gyakorolt hatásait jellemezhetjük, tipizálhatjuk, következményeit felmérhetjük. Mintaterületeimet a modell teszteléséhez az ország különböző pontjain, eltérő területi és táji jellemzőkkel rendelkező helyszíneken jelöltem ki. Ilyen volt a Bükk-vidék középtáj, a Hajdúság tájrészlete Látókép, valamint Monorierdő közigazgatási területe. A táj kutatás során alkalmazott történeti katonai és modern távérzékeléssel készült térképek és eszközeihez egy egységes nomenklatúra rendszert alakítottam ki. Az eredménytérképeket ezen módszerek alapján készítettem el, amelyek segítségével már a dolgozatomban megvizsgált és felhozott különböző táji szintű antropogén felszíni bolygatás mértékével és kiterjedésével foglalkozó modellekben és mutatókban teszteltem (SZHI, TAÁM). A létrehozott ABI modellt a mintaterületeimen lefuttattam, s végül létrehoztam a Táji Antropogén Bolygatottsági Indexét. Az értekezésben megfogalmazott kutatási kérdésekre adott válaszokat az alábbiakban összegzem:

Mintaterületeim bemutatását követően a különböző katonai történeti térképeken szereplő nomenklatúra rendszert hasonlítottam össze a CORIN CLC2018 nomenklatúra rendszer elemeivel. Nagy D. munkái és eddigi kutatásaim során kialakított módszerek segítségével végeztem az újra

osztályozását. A CLC 2018-as rendszer 5 főcsoportból és 44 osztályból álló nomenklaturát és Nagy Dezső történelmi térképein szereplő 6 főcsoportból és egyenként 9 alosztályból álló kategória rendszerét sikeresen ötvöztem. A digitalizálás és a kódolás során több alkalommal ütköztem a katonai térképek színezése és pontatlansága miatt akadályokba. Éppen ezért a térinformatikai szoftverekbe való digitalizálás során a terület tájhasználati viszonyait is megvizsgáltam, valamint a tájtörténeti és tájhasználattal kapcsolatos szakirodalmakat átvizsgáltam a pontos tájhasználat megnevezéséhez. Természetesen a vektorizált, illetve saját térképészeti nomenklatura kategória rendszerbe illesztett eredménytérképek használhatóságát, Incze József tájtörténeti térképekre alkalmazott módszerei alapján (Incze 2012) néztem át. Itt rámutattam, hogy a kapott eredménytérképek (lásd 3.2.2 fejezet) használhatósága, valamint egymásra fedése mennyire befolyásolhatja a további eredménytérképek pontosságát. A relatív szórás egyik területnél se volt olyan nagymértékű (Bükk-vidék: 0,09%; Látókép: 1,116%; Monorierdő: 0,58%) hogy a vektorizált térképeket egymásra fedését befolyásolja.

Disszertációban a közlekedési eredetű lineáris tájelemek környezeti hatásainak térbeli kiterjedését is megvizsgáltam. Az elemzés elméleti alapjául különböző kutatók által mért szennyezési hatástávolságokat vettem (Odzuck 1987, Naszradi 2007). A lineáris térelemek térválasztó szerepét néztem meg a tájban, figyelembe véve a fragmentáció hatásaként fellépő szigetalkotó tulajdonságokat is. A vonalas tájelemek környezetszennyezési hatástávolságának megállapításához szakirodalmi adatok alapján átlagokat számoltam a környezetszennyező anyagok terjedési sávjára nézve, amelyeket a szennyeződés mértéke alapján zónákra tagoltam. A Szennyezési Hatástávolság Index előnye, hogy megfelelő alapadatbázis segítségével, bármilyen magyarországi tájon alkalmazható, akár jelenlegi bolygatottsági állapot egyes szegmenseinek felmérésére, akár a múltból eredő bolygatottság

mértékére következtetünk. Kutatásom során egy előzetesen létrehozott Talajok antropogén Átalakítottságának Mértéke azaz TAÁM (Balogh, Novák 2020) mutatót is felhasználtam az antropogén bolygatás pontos becsléséhez. Az Antropogén Bolygatottsági Index létrehozásakor fő szempontjaim közé tartozott a minél egyszerűbb és lényegre törő megoldások használata. Tulajdonképpen a SZHI, illetve a TAÁM mutatók már egy olyan raszteres adatok összességét tartalmazták, amelyek már biztos alapját jelentették a modellemnek.

A Vadvédelmi Társaság (Wildlife Conservation Society – WCS) és a Columbiái Egyetem Földtudományi Intézete (Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University) által készített „Human Influence Index” megfelelő alapot biztosított antropogén felszíni bolygatás mértékével és kiterjedésével foglalkozó modellem elkészítéséhez. A modell működéséhez elsősorban is ArcGIS Pro 3.0.3-as szoftverben az alapműveleteket fűztem össze majd pedig ezekből készítettem el kutatásom főmodelljét.

Dolgozatomban a táji antropogén bolygatottságának mértékére is következtettem. Lényegében az ABI modell jó alapnak tűnt az antropogén táji bolygatás indexének megalkotására, mivel mint ahogy tájban lévő különböző antropogén változtatások, úgy a különböző egységesített nómenklátúra rendszerű térképeken is ábrázolt antropogén változások sem tűnek el nyomtalanul az évek alatt. Lényege, hogy ezeket a térképeket egymással megfeleltessük, és végül egy egyszerű „raster calculator” térinformatikai paranccsal összegezzük. A megkapott eredménytérképek pedig már jól mutatják az adott mintaterületen lévő táji átalakulás mértékét (lásd mellékletek).

Eredménytérképeimen látható skálázáshoz használt paramétereket pedig a lehető legegyszerűbb és megismételhető metódus alapján alakítottam

ki. A „gyengén”, „kissé”, „közepesen”, „erősen” jellemezhető kvartilisokat alkalmazó módszertan általánosságban elterjedt a kutatásokban, így mindenki számára közérthető módon értelmezhető a különböző mértékű értékskála. A megkapott eredmények és a térképek elemzése során bemutattam, hogy a TABI modell az Antropogén Bolygatottsági Index tovább gondolt változataként szinte bármely magyarországi mintaterületre elkészíthető.

Az így létrehozott modell egyszerűsége miatt bárki számára megismételhető. Erőssége abban rejlik, hogy megfelelő beállításokkal (például a térinformatikában használatos „Maszk”, illetve „Value field”) teljes mértékben használható bármelyik magyarországi mintaterületeken, valamint több változó becsatolását is lehetővé teszi ezáltal a modell tovább pontosítható (több útvonal, pontosabb szennyezési adatok bevitele, esetleges további mutatók kifejlesztése stb). Magyarországi mintaterületek akár jelenlegi táji bolygatottsági állapot felmérésére, akár a múltból eredő bolygatottság mértékére is lehet vele következtetni. Bővíthetősége révén a felhasználhatósága a különböző tudományterületek és a területi és regionális menedzsmentben is jelentősen megnövekedhet. Ilyen lehet például egy adott területrész utolsó táji jellegét őrző „természetes” területek felderítése, bekerítése, védelem alá helyezésének kijelöléséhez használt TABI számítás. Kutatásom és számolásaim során Monorierdő településen kapott eredményeim alapján elemzett Bogárczó-rét esetében is a TABI modell segítségével jelöltük ki a helyi jelentőségű védett természeti terület határait a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság munkatársaival és a helyi önkormányzat közreműködésével.

7. Summary

In my dissertation I created a multifunctional GIS model with which we can characterize, typify and assess the effects of anthropogenic influence on the landscape. My pilot areas were selected for testing the model at different landscapes of Hungary, at sites with diverse geographical and landscape characteristics. These included the central landscape of the Bükk region, the landscape around Látókép within the Hajdúság microregion, and the area within the administrative borders of Monorierdő Municipality. For the historical, military maps and modern maps based on remote sensed data and GIS tools I used in the landscape research, I developed a unified legend for land use classes. The result maps were prepared based on these methods, with the help of which I tested them already in the models dealing with the extent and grade of anthropogenic surface disturbances at different hierarchical landscape levels examined and mentioned in my thesis. I tested the Anthropogenic Disturbance Index (ADI) model developed in this way on the pilot areas, and finally the Landscape Anthropogenic Disturbance Index (LADI) was evolved. The responses to the research questions formulated in the thesis are further summarized below:

In first step I gave an overview about landscape characteristics of the chosen pilot areas. Next I compared the map legend structure of the historic military maps with the legend of cover classes within the CORINE CLC50 nomenclature system. I carried out these reviews with the help of the works of Nagy (2004) and the methods developed during my research so far. The CLC 50 system successfully combined a nomenclature consisting of 5 main groups and 44 classes and the system of 6 main groups and 9 subclasses each on historical maps. During digitization and the vectorization, I encountered obstacles several times due to the coloring and inaccuracy of military maps. Therefore, in the process of re-coding in GIS software, I also proved the historic land-use conditions of the area supported by a review of the contemporary references of the landscape history and land use to select the proper land cover class. After finishing the digitalization, I revised the applicability of the result maps which are inserted into my cartographic land use-land cover class structure, based on the methods that was applied to compile maps of historic land cover (Incze 2012). Here I pointed out how the applicability and accuracy of overlapping can affect the accuracy of the further result maps. The relative standard deviation was not so high in either area (Bükk-region: 0.09%; Látókép: 1,116%; Monorierdő: 0.58%) to affect the overlapping of vectorized maps.

In my dissertation I also investigated the extent of the zone affected by the environmental consequences along the landscape elements of the linear transportation infrastructure. As theoretical background for this analysis served the pollution-spread distance studies reported by Odzuck (1987) and Naszradi (2007). In this model the space-fragmenting effect of the linear landscape elements were also taken into consideration, as they may result isolation and fragmentation of habitat patches. In order to determine the pollution impact distance of linear landscape elements, based on literature data, average widths were calculated for the spread zone of environmental pollutants, which were divided into intensity zones based on the grade of contamination. The advantage of the Pollution Distance Index (PDI) is that using a proper base dataset, it can be applied in any landscapes, either to assess certain segments of the current soil disturbance status or to infer the grade of disturbance resulting from the past. In my thesis, I also applied a previously compiled index called Degree of Anthropogenic Transformation of Soils, i.e. DoAToS (Balogh, Novák 2020) to estimate the grade of anthropogenic disturbance for soils. When developing the Anthropogenic Disturbance Index, one of the main considerations was to use solutions that are as simple and straightforward as possible. Actually, the PDI and DoAToS indicators already contained a set of raster data forming a solid basis for this model.

The Human Influence Index developed by the Wildlife Conservation Society (WCS) and the Center for International Earth Science Information Network (CIESIN - Columbia University) provided a good basis for the model. For the operation of the model, I primarily stitched together the basic operations in ArcGIS Pro 3.0.3 software, and then I developed the essential model of my thesis from these. In my thesis I also characterized the extent of anthropogenic disturbance in the landscape. In essence, the ADI model seemed to be a good basis for creating an index of anthropogenic landscape disturbances, because just like various anthropogenic changes in landscapes, anthropogenic changes depicted on maps with different unified keys do not disappear without a trace over the years. It is essential to match these maps with each other and finally summarize them with a simple geospatial command in GIS "Raster calculator". The obtained result maps already clearly show the spatial extent of landscapes at the grades of different transformation within the pilot areas (see annexes).

The parameters used for scaling as shown in my result maps were compiled based on the simplest and replicable method possible. The methodology using quartiles that can be characterized as "weakly", "slightly",

"moderately", "strongly" is generally widespread in research, so the different scale of values can be interpreted in an easily transparent understandable way for everyone. The application of the models and the obtained results and maps showed that the LADI model can be prepared for almost any arbitrary pilot area as a further thought version of the Anthropogenic Disturbance Index.

Due to its simplicity, the model developed in my thesis can be replicated for any arbitrary area whose data are included in the same datasets served as their basis. Its strength lies in the fact that with appropriate settings (e.g. the "Mask" or "Value field" used in GIS) can be applied in different areas, and it allows the model to include several variables, thus the model can be further re-developed (more routes, entering more accurate pollution data, developing possible additional indicators, etc.). Hungarian pilot plots can be used either to assess the current state of disturbance in the landscape or to infer the extent of disturbance resulting from the past. Due to its extendibility in various disciplines and in regional and landscape management its applicability can increase significantly. For example, the LADI calculation used to detect, delineate and designate "natural" areas preserving the last parts of the relatively unharmed landscape elements within an area, and support the planning and development of strategies for protection and conservation. In the case of Monorierdő, the Bogárzó meadow has been analyzed based on the model run developed in my thesis. As a result the suggested boundaries of the intended protected site of local importance were delineated using the LADI model with the coworkers of the Duna-Ipoly National Park Directorate and the municipality.

Köszönetnyilvánítás

Mindenekelőtt köszönettel tartozom témavezetőimnek, Dr. Sütő Lászlónak, aki megkezdett főiskolai éveim óta folyamatosan támogat szakértelmével és ha szükségem volt, mindig mellettem és velem együtt oldotta meg a nehézségeket. Illetve, Dr. Novák Tibor Józsefnek, aki a doktoranduszi éveim alatt folyamatosan szakértelmével és támogatásával végig segítette a munkámat és ha kellett kritikusan és egyértelműen vezetett rá a helyes eredmények elérésére.

Köszönettel tartozom a tanulmányaim során érintett különböző intézmények oktatóinak, hisz szemléletük és elhivatottságuk nélkül kevésbé látnám a geográfia tudományának komplexitását.

Köszönet illeti a disszertációm minden bírálóját. Elsősorban is Dr. Gyenizse Pétert és Dr. Bertalan Lászlót, akik konstruktív kritikájuknak és megjegyzéseiknek hála nagyban hozzájárultak a disszertációm minőségének javításához. Másodsorban pedig hallgatótársaimnak, munkatársaimnak és minden olyan személynek is köszönettel tartozok, akik a disszertációm témájához akár szóbeli, akár írásbeli segítséget nyújtottak.

Végül, de nem utolsó sorban köszönetet szeretnék mondani családomnak, akik végtelen türelemmel fordultak felém. Kiemelten szeretném megköszönni feleségemnek és kislányomnak a megértésüket és a végtelen türelmüket és a támogatásukat.

IRODALOMJEGYZÉK

- Adler K., Jedicke, E. (2022). Landscape metrics as indicators of avian community structures – A state of the art review *Ecological Indicators*, 145. 109575
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109575>
- Balogh I. (1936). A belső legelő és kiosztása 1876-ban. A Debreceni Képes Kalendárium. pp. 100-104.
- Balogh Sz., Ilyés B., Márta L., Novák T. J. (2019). Agrártájból agrármonokultúra – egy hajdúhádi tájrészlet változásai. In: Módosné B. I., Csima P., Hanyecz K., Pálóczi-Horváth A. (szerk.): A táj változásai a Kárpát-medencében. XII. Tájérténeti Tudományos Konferencia (Füleky György emlékkonferencia) tanulmánykötete. Környezetkímélő Agrokémiáért Alapítvány, Érd, pp. 16-21. ISBN 978-963-89483-2-8.
- Balogh Sz., Novák T. J. (2020). Trends and Hotspots in Landscape Transformation Based on Anthropogenic Impacts on Soil in Hungary, 1990–2018. – *Hungarian Geographical Bulletin* 69(4) pp. 349-361.
- Balogh Sz., Sütő L. (2018). Közlekedési pályák táji hatásának térinformatikai ábrázolása Borsod-Abaúj-Zemplén megyében. Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában IX. konferencia Debrecen pp. 417-424.
http://giskonferencia.unideb.hu/arch/GIS_Konf_kotet_2018.pdf
Letöltés: 2018.12.11.
- Balogh Sz., Sütő L., Rózsa P. (2018) Antropogén bolygatottság a Bükk-vidéken. In: Fazekas I., Kiss E., Lázár I. (szerk.): Földrajzi Tanulmányok 2018. p 386. Konferencia helye, ideje: Debrecen, Magyarország, 2018.11.09-11.11. MTA DAB Földtudományi Szakbizottság, Debrecen, pp. 239-241. ISBN: 978-963-508-897-3
- Baráz Cs. (2014). Kaptárkövek földje. Tájművelés és természetvédelem a Bükkalján. Eger, 168 p.
- Bartha D. (1994). A magyarországi erdők degradáltsága. – *Erdészeti Lapok* 129(12) pp. 366-367.
- Bartha D., Bölöni J., Ódor P., Standovár T., Szmorad F., Tímár G. (2003). A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. – *Erdészeti Lapok* 138(3) pp. 73-75.

- Baude M., Meyer, B.C. and Schindewolf, M. (2019). Land use change in an agricultural landscape causing degradation of soil based ecosystem services. *Science of the Total Environment* 659. pp. 1526-1536.
- Bartha D., Gálhidy, L., Aszalós, R., Bartha, D., Bodoncz, L., Bölöni, J., Kenderes, K., Ódor, P., Standovár, T., Szmorad, F., Tímár, G. (2007). A magyarországi erdők természetessége. – WWF Füzetek 27, WWF Magyarország, 44 p.
- Becsei J. (2018). A tanyarendszer pusztulásának korszaka: A külterületi népesség szerepének változása az Alföld településhálózatában. – *Történeti Földrajzi Közlemények* 6(3-4) pp. 198-210.
- Belda-Carrasco, R., Iranzo-García, E. and Pascual-Aguilar, J. A. (2019). Landscape Dynamics in Mediterranean Coastal Areas: Castelló de la Plana in the Last Hundred Years. *Landscape Online* 69. pp. 1-15.
- Bičík, I., Kupková, L., Jeleček, L., Kabrda, J., Štych, P., Janoušek, Z. & Winklerová, J. (2015). Land Use Changes in the Czech Republic 1845–2010. Socio-Economic Driving Forces. Springer, Cham – Heidelberg – New York – Dordrecht – London. 215 p.
- Blanco-Canqui, H., Ruis, S. J. (2018). No-tillage and soil physical environment. – *Geoderma* 326. pp. 164-200.
- Bölöni J., Molnár Zs., Horváth F. & Illyés E. (2008). Naturalness-based habitat quality of the Hungarian (semi-)natural habitats. – *Acta Botanica Hungarica* 50 (Suppl.) pp. 149-159.
- Büttner Gy., Maucha G., Bíró M., Kosztra B., Pataki R. & Petrik, O. (2004). National land cover database at scale 1:50000 in Hungary. *EARSeL eProceedings* 3(3) 8 p.
- Büttner, G., Kosztra, B., Soukup, T., Sousa, A., & Langanke, T. (2017). CLC2018 technical guidelines. *European Environment Agency: Copenhagen, Denmark*, 25 p.
- Cotton, W.R., Pielke, R.A. (2007). *Human Impacts on Weather and Climate*. 2nd Edition, Cambridge University Press, Cambridge. 308 p.
- Czúcz B., Molnár Zs., Horváth F., Botta-Dukát Z. (2008). The natural capital index of Hungary. – *Acta Botanica Hungarica* 50 (Suppl.). pp. 161-177.
- Csóka G. (2017). Régi Újfalu: Monorierdő településelődjének emlékei a források bővületében. *Monorierdő: Magánkiadás*, 2016. 170 p.
- Csorba P. (2005). Kistájaink tájökölógiai felszabdaltsága a településhálózat és a közlekedési infrastruktúra hatására. – *Földrajzi Értesítő* LIV(3-4) pp. 243-263.

- Csorba P., Nagy I., Csüllög G. (2018). A földrajzi tájak tipizálása európai kitekintéssel. – *Földrajzi Közlemények* 142(4) pp. 272-290. 10.32643/fk.142.4.2.
- Csorba P., Szabó Sz. (2009). Degree of human transformation of landscapes: a case study from Hungary. – *Hungarian Geographical Bulletin* 58(2) pp. 91–99.
- Csorba P., Szabó Sz., Csorba K., (2006). Tájmetriai adatok tájökológiai célú felhasználása. In: Demeter, G. (Ed.): *Földrajzi tanulmányok Dr. Lóki József tiszteletére*, Debrecen, pp. 24-34.
- Decker, K. L., A. Pocewicz, S. Harju, M. Holloran, M. M. Fink, T. P. Toombs, and D. B. Johnston. (2017). Landscape disturbance models consistently explain variation in ecological integrity across large landscapes. – *Ecosphere* 8(4) e01775. 10.1002/ecs2. p. 1775.
- Dobos A., (2002). A Bükkalja II. Felszínalaktani leírás. In: Baráz Cs. (szerk.) *A Bükki Nemzeti Park: Hegyek, erdők, emberek. Bükki Nemzeti Park Igazgatósága*, Eger, pp. 217-228.
- Dobos E., Vadnai P., Betóti R. D., Kovács K., Michéli E., Szegi T., Fullajtar E., Penizek V. & Switoniak M. (2014). Új WRB alapú validációs adatbázis és validációs módszertan Közép-Európára, ValiDat.DSM. – *Agrokémia és Talajtan* 63(2) pp. 393-408.
- Dobos E., Vadnai P., Kovács K., Láng V., Fuchs M. & Michéli, E. (2019). A novel approach for mapping WRB soil units – A methodology for a global SOTER coverage. – *Hungarian Geographical Bulletin* 68(2) pp. 157-175.
- Dömsödi J. (2010). *Tájrendezés és tájvédelem 5., A tájrendezés folyamata Nyugat-magyarországi Egyetem. Sopron*, 18 p.
- Dövényi Z. (szerk.), (2010). *Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest*, 736 p.
- Csámer Á. (2007). *Az ÉK-i bükk előtér neogén intermedier képződményeinek petrológiai és vulkanológiai vizsgálata. Debreceni Egyetem, Debrecen (PhD értekezés, kézirat)*, 129 p.
- Ebels, L. J, Lorio, R. van der Merwe, C. (2004). The importance of compaction from an historical perspective. In: *Proceedings of the 23rd southern African transport conference (SATC 2004)*. Pretoria, South Africa. pp. 1-10.
- Erdei F. (1976). *Magyar tanyák. Hasonmás kiadás. Akadémia Kiadó, Budapest*. 271 p.

- Erdősi F. (1987). A társadalom hatása a felszínre, a vizekre és az éghajlatra a Mecsek tágabb környezetében. Budapest, Akadémia Kiadó, 228 p.
- Eric W. Sanderson, M. Jaiteh, M. A. Levy, K. H. Redford, A. V. Wannebo, Gillian Woolmer, (2002). The Human Footprint and the Last of the Wild: The human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. – *BioScience* (52(10) October 2002, pp. 891-904.
[https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0891:THFATL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2)
- Frazier, A. E., Song, L. (2025). Artificial Intelligence. Landscape Ecology: Recent Advances, Perspectives, and Opportunities. – *Current Landscape Ecology Reports* 10(1)
<https://doi.org/10.1007/s40823-024-00103-7>
- Feranec, J., Šúri, M., O'ahel, J., Cebecauer, T., Kolář, J., Soukup, T., Zdeňková, D., Waszmuth, J., Vâjdea, V., Vijdea, A.M. & Nitica, C. (2000). Inventory of major landscape changes in the Czech Republic, Hungary, Romania and Slovak Republic 1970s–1990s. – *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 2(2) pp. 129-139.
- Forman, R. T. T. (1997). Land mosaics: The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 656 p.
- Frank N., Bartha D. (1997). A magyarországi erdők értékelése a hemeróbia-fokozatok segítségével. In: IV. Magyar Ökológus Kongresszus. Előadások és Poszterek összefoglalói, Pécs, 64 p.
- Frisnyák S. (1995). Magyarország történeti földrajza. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 216 p.
- Gazda L. (2000). Nagyhegyes falukönyve. Nagyhegyesi Önkormányzat, Nagyhegyes. 189 p.
- Goldberg, P., Macphail, R. I. (2006). Practical and Theoretical Archaeology. Blackwell Publishing, Oxford, XII. 455 p.
- Grimmond, S. (2007). Urbanization and Global Environmental Change: Local Effects of Urban Warming. – *The Geographical Journal* 173 pp. 83-88.
- Gyenizse P., Bognár Z., Czigány Sz., Elekes T. (2014). Landscape shape index, as a potential indicator of urban development in Hungary. – *Acta Geographica Debrecina Landscape & Environment Series*, 8(2) pp. 78-88. <https://ojs.lib.unideb.hu/landsenv/article/view/2311>

- Helman, D. (2018). Land surface phenology: What do we really 'see' from space?, – *Science of The Total Environment* 618, pp. 665-673, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.237>.
- Hevesi A. (1986). A Bükk-fennsík felszínfejlődése és karsztja. (Kandidátusi értekezés) Budapest, 187 p.
- Hill, M. O., Roy, D. B. and Thompson, K. (2002). Hemeroby, urbanity and ruderality: bio-indicators of disturbance and human impact. – *Journal of Applied Ecology* 39. pp. 708-720.
- Incze J., Novák T., Rózsa P. (2013). Az antropogén geomorfológiai hatás mértékének jellemzése a tokaji Nagy-hegy példáján (Characterizing anthropic geomorphic impact on the Tokaj Nagy Hill – a case study) In: Wanek F., Gagy Pálffy A. 2013. XV. Bányászati, Kohászati és Földtani Konferencia, Erdélyi Magyar Műszaki Tudományos Társaság, Beszterce, pp. 201-202. ISSN 1842-9440
- Jalas J. (1953). Vegetation and flora in the planned national park of Rokua in Northern Finland. – *Silva Fennica* 81(4640) pp. 3-97. <https://doi.org/10.14214/sf.a9102>
- Jalas, J., (1955). Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. *Acta Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 72. pp. 1-15.
- Járasi L. (2002). Kincstári és uradalmi erdőgazdálkodás. In: Baráz Cs. (szerk.) A Bükki Nemzeti Park: Hegyek, erdők, emberek. Bükki Nemzeti Park Igazgatósága, Eger. pp. 455-466.
- Jeanneret, P., Aviron, S., Alignier, A. Lavigne, C., Helfenstein, J., Herzog, F., Kay S., Petit S. (2021). Agroecology landscapes. – *Landscape Ecology* 36 pp. 2235-2257. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01248-0>
- Kazinczy L. (2008). Közlekedési létesítmények pályaszerkezetei. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, BME Út és Vasútépítési Tanszék, Budapest. 149 p. http://www2.uvt.bme.hu/kazinczy/1.%20Oktatási%20anyagok_/1.2.%20Jegyzetek_/2.%20Közlekedési%20létesítmények%20pályaszerkezetei%20-%20Vasúti%20pályaszerkezetek_.pdf Letöltés: 2020.10.14.
- Kozák M., Püspöki Z. (2002). A Bükkhát. Földtani és felszínalaktani jellemzés. In: Baráz Cs. (szerk.) A Bükki Nemzeti Park: Hegyek, erdők, emberek. Bükki Nemzeti Park Igazgatósága, Eger, pp. 229-236.
- Kozák M., Püspöki Z., Csathó B., Pető A., Csámer Á., Szalai K., Vincze L., McIntosh R. W., Püski D. (2000). A Tardonai-dombság 1:25 000

- méretarányú reambuláló földtani térképezésének adatbázisa. Debreceni Egyetem Ásvány- és Földtani Tanszék Adattára, Debrecen, (kézirat)
- Lausch, A. (2002). Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. – *Ecological Indicators* 2(1-2) pp. 3–15.
[https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00053-5](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00053-5)
- Lennert J. (2018). Felszínborítás-változás a visegrádi országokban a rendszerváltás után. – *Magyar Tudomány* 179(3) pp. 319-330.
- Less Gy., Kovács S., Pentelényi A., Sásdi L., Pelikán P., Budai T. (szerk.) (2005). *A Bükk-hegység földtana: Magyarázó a Bükk-hegység földtani térképéhez (1:50.000)* Budapest, Magyar Állami Földtani Intézet, 284 p.
- Liska Cs. M., Mucsi L., Henits L. (2017). Hosszú távú felszínborítás-változások vizsgálata Csongrád megyében idősoros adatok felhasználásával, Random Forest módszerrel. – *Földrajzi Közlemények* 141(1) pp. 71-83.
- Lundberg, A. (2018). Recent methods, sources and approaches in the study of temporal landscape change at different scales – a review. – *Hungarian Geographical Bulletin* 67(4) pp. 309-318.
- Luti, T., De Fioravante, P., Marinosci, I., Strollo, A., Riitano, N., Falanga, V., Mariani, L., Congedo, L. & Munafò, M. (2021). Land Consumption Monitoring with SAR Data and Multispectral Indices. – *Remote Sensing* 13(8) 1586. <https://doi.org/10.3390/rs13081586>
- Mari L. (2010). Tájváltozás elemzés a CORINE adatbázisok alapján. In: Szilassi P., Henits L. (szerk.) *Tájváltozás értékelési módszerei a 21. században. Tudományos konferencia és műhelymunka tanulmányai*, Szegedi Tudományegyetem TTIK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged, pp. 226-234.
- Mari L., Mattányi Zs. (2002). Egységes európai felszínborítási adatbázis a CORINE Land Cover program (A uniform European land cover database the CORINE Land Cover Program). – *Földrajzi Közlemények* 126(1–4) pp. 31-38.
- Márta L., Balogh Sz. & Novák T. J. (2019). Top-and subsoil mixing due cultivation as degradation risk on chernozemic arable lands. In: Kopocsikné Györke D., Barna R. (szerk.). *Abstracts of the International Conference on Sustainable Economy and Agriculture*. University of Kaposvár, Kaposvár, p. 56.

- Mátyás Cs. (1998). Alapelvek és szempontok a hazai erdők természetességének megítéléséhez. – Erdészeti Lapok 133. pp. 282-284.
- McGowan, P. (2016). Mapping the terrestrial human footprint. – Nature 537. pp. 172–173. <https://doi.org/10.1038/537172a>
- McIntosh R. W. (2014). A Bükkium morfotektonikája. Debreceni Egyetem, Debrecen (PhD értekezés, kézirat), 142 p.
- Móga J., Szabó M., Mari L., Borsodi A., Kéri A., Knáb M., Kiss K. & Iván V., (2014). Természeti és antropogén hatásokra végbemenő tájváltozások vizsgálata a Bakonyban. – Földrajzi Közlemények 138(2) pp. 89-106.
- Molnár Zs., Bartha S., Horvath F., Bölöni J., Botta-Dukát Z., Czucz B. & Török K. (2009). Növényzeti örökségünk állapota és várható jövője az MTA ÖBKI MÉTA adatbázisa alapján. – Magyar Tudomány, 1. pp. 4–57.
- Molnár G., Timár G. (2009). Mosaicking of the 1:75000 sheets of the Third Military Survey of the Habsburg Empire. – Acta Geodaetica et Geophysica Hungarica 44(1) pp. 115-120.
- MTA TAKI (2011). Az Országos Környezeti Információs Rendszer (OKIR) talajdegradációs alrendszerének (TDR) kialakítása. Tájökológiai Lapok 9(1) pp. 203-205.
- Mu, H., Li, X., Wen, Y., Huang, J., Du, P., Su, W., Miao, S., Geng, M. (2022). A global record of annual terrestrial Human Footprint dataset from 2000 to 2018. – Scientific data, 9(1) 176. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01284-8>
- Nagy D. (2004). A történeti tájhasználat és felszínborítás rekonstrukciójának lehetőségei archív térképek feldolgozásával, Környezetállapot értékelés Program Pályázati tanulmányok 2003–2004. 10 p.
- Nagy D. (2008a). A Gömör-Tornai-karszt történeti felszínborítása. ANP Füzetek V. 107 p.
- Nagy D. (2008b). Történeti felszínborítás és tájhasználat a Bodroglközben. In: Dobos E., J. Terek (szerk.) Élet a folyók között. A Bodroglköz tájhasználati monográfiája. Miskolc, pp. 133-150.
- Naszradi T. (2007). A közúti járműforgalom nehézfém-szennyező hatása az utak melletti talajra és növényzetre. (Doktori értekezés, kézirat), Szent István Egyetem, Gödöllő, 229 p.
- Naszradi T., Badacsonyi A., Németh N., Tuba Z. & Batic F. (2004). Zinc, lead and cadmium content in Meadow Plants and Mosses along the M3

- motorway (Hungary). 3rd International Workshop on Biomonitoring of Atmospheric Pollution, Bled, Slovenia, September 21-25, 2003. Proceedings on CD, p. 11.
- Naszradi T., Németh, N., Lakner G., Nagy J., Badacsonyi A. (2002). Change in the plantavailable lead concentration of the soil of an alfalfa field located along motorway M3 after introducing lead-free fuel. – Bulletin of the Szent István University, pp. 103-108.
- Németh G., Lóczy D., Gyenizse P. (2022). Az Alsó-Dráva-ártér földhasználati és tájmintázati változásai a 19. század közepétől napjainkig. – Földrajzi Közlemények 146(2) pp. 93-126.
- Novák T. J., Balogh Sz., Incze J. (2020). Az antropogén hatások mértékének térbeli különbségei és változásai hazai tájakon felszínborítási és talajdiagnosztikai adatok alapján. – Földrajzi Közlemények 143 (4) pp. 285-307.
<https://doi.org/10.32643/fk.143.4.1>
- Novák T. J., Incze J. (2018). Antropogén hatások becslése hazai talajokban felszínborítási adatok és WRB diagnosztika alapján. – Agrokémia és Talajtan 67(2) pp. 179-199.
- Novák T. J., Incze J., Rózsa P. (2013). Quantifying anthropogeomorphological transformation by using the concept of “hemeromorphy” – a case study from Hungary. In: Mercier, D. and Vanara, N. (Eds.) 8th IAG International Conference on Geomorphology. Abstract Book, IAG, Paris, pp. 466-466.
- Novák. T. J., Balogh Sz., Incze J. (2019). Hazai tájváltozások és térbeli különbségeik értékelése felszínborítási és talajadatok alapján. In: Módosné B. I., Csima P., Hanyecz K., Pálóczi-Horváth A. (szerk.) A táj változásai a Kárpát-medencében. XII. Tájérténeli Tudományos Konferencia (Füleky György emlékkonferencia) tanulmánykötete. Környezetkímélő Agrokémiáért Alapítvány, Érd, pp. 153-159. ISBN 978-963-89483-2-8.
- Odzuck W. (1987). Meddig szennyezhető a föld? Mezőgazdasági kiadó, Budapest, 256 p.
- Orosz I. (1980). A „rideg” tanya. In: Pölöskei F.-Szabad Gy. (szerk.) A magyar tanyarendszer múltja. Akadémia Kiadó, Budapest, pp. 170-215.
- Pelikán P. (2005). A Bükk hegység földtana, Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, 284 p.

- Petercsák T. (2002). Népi erdőbirtoklás és erdőhasználat. In: Baráz Cs. (szerk.) A Bükki Nemzeti Park: Hegyek, erdők, emberek. Bükki Nemzeti Park Igazgatósága, Eger, pp. 467-474.
- Petercsák T. (2020). Népi erdőhasználat és erdőbirtoklás, erdei iparok és foglalkozások. In: Baráz Csaba (szerk.) A Mátrai Tájvédelmi Körzet. Heves és Nógrád határán. Bükki Nemzeti Park Igazgatósága, Eger, pp. 317-324.
- Phiri, D., Simwanda, M., Salekin, S., Nyirenda, V. R., Murayama, Y. & Ranagalage, M. (2020). Sentinel-2 Data for Land Cover/Use Mapping: A Review. – *Remote Sensing* 12(14) 2291. <https://doi.org/10.3390/rs12142291>
- Pomara, L.Y., Lee, D.C., Brooks, BG. Hargrove W. (2024). Using land surface phenology and information theory to assess and map complex landscape dynamics. – *Landscape Ecology* 39. 203. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-02005-9>
- Regős J. (2002). Régészeti szempontból jelentős barlangok. In: Baráz Cs. (szerk.) A Bükki Nemzeti Park: Hegyek, erdők, emberek. Bükki Nemzeti Park Igazgatósága, Eger, pp. 315-328.
- Riggio, J., Baillie, J. E. M., Brumby, S., Ellis, E., Kennedy, C. M., Oakleaf, J. R., Tait, A., Tepe, T., Theobald, D. M., Venter, O., Watson, J. E. M. & Jacobson, A. P. (2020). Global human influence maps reveal clear opportunities in conserving Earth's remaining intact terrestrial ecosystems. *Global Change Biology* 26(8) pp. 4344-4356. <https://doi.org/10.1111/gcb.15109>
- Ringer Á. (2002). A Bükk hegység kőkora. In: A Bükki Nemzeti Park: Hegyek, erdők, emberek, Baráz Cs. (szerk.). Eger, Bükki Nemzeti Park Igazgatósága. pp. 295-314.
- Rózsa P. (2007). Attempts at qualitative and quantitative assessment of human impact on the landscape. – *Geographia Fisica e Dinamica Quaternaria* 30. pp. 233-238.
- Rózsa P. (2010). Nature and Extent of Human Geomorphological Impact – A Review. In: Szabó J., Dávid L. & Lóczy D. (Eds.) *Anthropogenic Geomorphology : A Guide to Man-Made Landform*. Springer Science, Dordrecht – Heidelberg – London – New York, pp. 273–291.
- Rózsa P., Novák T. (2011). Mapping anthropic geomorphological sensitivity on a global scale. – *Zeitschrift für Geomorphologie* 55(1) pp. 109–117.
- Rózsa, P., Incze, J., Balogh, Sz., Novák, T.J. (2020). A novel approach to quantifying the degree of anthropogenic surface transformation – the

- concept of 'hemeromorphy'. *Erdkunde* 74(1) pp. 45-57. <http://doi:10.3112/erdkunde.2020.01.03>
- Sanderson, E.W., Jaiteh, M., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A.V., Woolmer, G., (2002). The human footprint and the last of the wild. – *Bioscience* 52. pp. 891-904.
- Skaloš, J., Weber, M., Lipský, Z., Trpáková, I., Šantrůčková, M., Uhlířová, L. & Kukla, P. (2011). Using old military survey maps and orthophograph maps to analyse long-term land cover changes – Case study (Czech Republic). – *Applied Geography* 31. pp. 426-438.
- Steinhardt, U., Herzog, F., Lausch, A., Müller, E. & Lehmann, S. (1999). The hemeroby index for landscape monitoring and evaluation In: Pykh, Y. A., Hyatt, E. & Lenz, R. J. M. (Eds.) *Environmental indices: Systems analysis approach. proceedings of the First International Conference on Environmental Indices Systems Analysis Approach (INDEX-97)* St. Petersburg, Russia July 7-11, 1997. EOLSS Publishers, Oxford, pp. 237-257.
- Sukopp, H. (1972). Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluss des Menschen. – *Berichte über Landwirtschaft* 50. pp. 112-139.
- Sütő L. (2006). Az energiahordozók bányászatának geomorfológiai problémái. In.: Szabó J., Dávid L. (szerk.) *Antropogén geomorfológia*. Debreceni Egyetem, Debrecen. pp. 147-167.
- Sütő L. (2007). A szénbányászat geomorfológiára és területhasználatra gyakorolt hatásainak vizsgálata a Kelet-borsodi-szénmedencében. (Doktori (PhD) értekezés kézirat), Debrecen, 177 p.
- Sütő L. (2013). A szénbányászat felszínfejlődésre és területhasználatra gyakorolt hatásai a Kelet-Borsodi-szénmedencében. Nyíregyházi Főiskola, Truizmus és Földrajztudományi Intézet, MTA-DAB, Nyíregyháza, 177 p. ISBN 978-963-087-267-6
- Sütő L., Balogh Sz., Novák T. J., Homoki E. & Rózsa P. (2021). A historic geographic approach to the anthropic disturbance in the Bükk Region. – *Acta Geographica Debrecina Landscape & Environment* 15(1) pp. 58-65.
- Sütő L., Dobány Z., Novák T. J., Incze J. & Rózsa P. (2014). Antropogén tájak összehasonlító elemzése – esettanulmányok Borsod-Abaúj-Zemplén megyéből. – *Észak-magyarországi stratégiai füzetek* 11(2) pp. 45-52.
- Sütő L., Homoki E. (2009). A Bükkhát területhasználati viszonyai a 18-20. század között, a nagyipari kőszénbányászat megjelenéséig. In:

- Frisnyák S., Gál A. (szerk.) A Kárpát-medence környezetgazdálkodása. V. Tájföldrajzi Konferencia, Szerencs 2009. 4. 3-4, konferenciakötet. pp. 469-480.
- Sütő L., McIntosh R. W., Hevesi A. & Veress M. (2015). Bükk Plateau: A Karst Landscape. In: Lóczy, D (ed.) Landscapes and Landforms of Hungary Dordrecht, Springer Science, Business Media B. V. pp. 189-199.
- Sütő L., Balogh Sz. & Rózsa P. (2019). Antropogén bolygatottság a Borsodi-medencében. In: Molnár Vanda É. (szerk.) Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában X. Debreceni Egyetemi Kiadó, Debrecen, pp. 275-280 ISBN 978-963-318-054-9
- Sütő L., Balogh Sz., Molják S., Hegyi B., Nagy R., (2017). Történeti térképek felszínborítási kategóriáinak egységes jelkulcs rendszerének módszertana. (előadás) Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában VIII. Debreceni Egyetemi Kiadó, Debrecen, <http://geogis.detek.unideb.hu/TKonferencia/dokumentumok>
- Szabó I. (1929). A debreceni tanyarendszer kialakulása. – Föld és Ember 9(5) pp. 214-244.
- Szabó J., Dávid L. (szerk.) (2006). Antropogén geomorfológia. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debreceni Egyetem, Debrecen, 318 p.
- Szabó J., Dávid L. & Lóczy D. (Eds.) (2010). Anthropogenic Geomorphology: A Guide to Man-Made Landforms Springer Science, Dordrecht – Heidelberg – London – New York, 294 p.
- Szabó Sz. (2009). Tájmetriai mérőszámok alkalmazási lehetőségeinek vizsgálata a tájanalízisben. Debreceni Egyetem TTK Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen, 107 p.
- Szabó Sz., Csorba P. (2009). Tájmetriai mutatók kiválasztásának lehetséges módszertana egy esettanulmány példáján. – Tájökológiai Lapok 7(1) pp. 141-153.
- Szabó M., Molnár E. (2000). Landscape changes in the Szigetköz region NW Hungary (Preliminary results). In: Gallé L. & Körmöczy L. (Eds.) Ecology of River Valleys. Department of Ecology University of Szeged, Szeged, pp: 37-42.
- 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., Bata T., Molnár Zs. & Czúcz B. (2012). Magyarországi kistájak hemeróbiaszintjének értékelése tájmetriai mutatók és a természeti tőke index közti kapcsolat elemzésével. V. Magyar Tájökológiai Konferencia, Sopron, absztraktkötet, p. 56.
- Szilassi P., Bata T., Szabó Sz., Czúcz B., Molnár Zs. & Mezősi, G. (2017). The link between landscape pattern and vegetation naturalness on a regional scale. – *Ecological Indicators* 81. pp. 252-259.
- Szilassi P. (2023). Tájváltozás Magyarországon 1990-2018 között: agroökológiai háttér, tájökológiai és környezeti következmények. Szegedi Tudományegyetem, (Akadémiai doktori, kézirat), 134 p.
- Timár G. (2023). Possible Projection of the First Military Survey of the Habsburg Empire in Lower Austria and Hungary (Late 18th Century) – An Improvement in Fitting Historical Topographic Maps to Modern Cartographic Systems. – *ISPRS International Journal of Geo-Information* 12(6) 220. <https://doi.org/10.3390/ijgi12060220>
- Timár G., Molnár G., Székely B., Biszak S., Varga J. & Jankó A. (2006). Digitized maps of the Habsburg Empire – The map sheets of the second military survey and their georeferenced version. Arcanum, Budapest, p. 59. ISBN 963-737-433-7
- Tóth G. (1984). A Központi-Bükk és geomorfológiai körzetei. – *Földrajzi Értesítő* 33(4) pp. 333-345.
- Tóth P. (1991). A Mária Terézia-kori úrbérrendezés kilenc kérdőpontos vizsgálatai: Borsod vármegye. Borsod-Abaúj-Zemplén megyei levéltár, Miskolc, 279 p.
- Túri Z. (2011). A tájmintázat vizsgálata a Tiszazugban. – *Tájökológiai Lapok* 9(1) pp. 43-51.
- Uuemaa, E., Mander, Ü. & Marja, R. (2013). Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators. A review. – *Ecological Indicators* 28. pp. 100-106.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.018>
- Varga K., Szabó Sz., Szabó G., Dévai G. & Tóthmérész B. (2014). Improved land cover mapping using aerial photographs and satellite images. – *Open Geoscience* 7(1) pp.15-26.
- Venter, O., Sanderson, E. W., Magrath, A., Allan, J., Beher, J., Jones, K. R., Possingham, H. P., Laurance, W. F., Wood, P., Fekete, B. M., Levy,

- M. A., & Watson, J. E. M. (2016). Global terrestrial Human Footprint maps for 1993 and 2009. – Scientific Data 3(1) 160067 <https://doi.org/10.1038/sdata.2016.67>
- Veres L. (2002). Hutatelepülések. In: Baráz Cs. (szerk.) A Bükki Nemzeti Park: Hegyek, erdők, emberek. Bükki Nemzeti Park Igazgatósága, Eger, pp. 445-454.
- Viga Gy. (2002). Kistáji munkamegosztás és árucseré. In: Baráz Cs. (szerk.) A Bükki Nemzeti Park: Hegyek, erdők, emberek. Bükki Nemzeti Park Igazgatósága, Eger, pp. 499-518.
- Walz, U., Stein, C. (2014). Indicators of Hemeroby for the Monitoring of Landscapes in Germany. – Journal for Nature Conservation, 22. pp. 279-289. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.01.007>
- Wildlife Conservation Society – WCS, and Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University. (2005). Last of the Wild Project, Version 2, 2005 (LWP-2): Global Human Footprint Dataset (Geographic). Palisades, New York: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). <https://doi.org/10.7927/H4M61H5F>
- Internet 1: <https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/landsat> 2025.02.16.
- Internet 2: <https://vmb.kti.hu/jogszabalyok/vasuti-palya-es-tartozekai-tervezesere-epitesere-kivitelezesere-uzembe-helyezesere-es-uzemeltetesere-vonatkozó-kovetelmenyekrol-szolo-vasuti-muszaki-eloiras/> 2025.02.16.
- Internet 3: <https://ume.kozut.hu/statusz/ervenben-levo-utugyi-muszaki-eloirasok> 2025.02.16

Térképi hivatkozások

- A Habsburg Birodalom második katonai felmérése. 1806–1869. <https://mapire.eu/hu/browse/country/secondsurvey/> 2025.02.16.
- A Habsburg Birodalom harmadik katonai felmérése. 1869–1887. <https://mapire.eu/hu/map/thirdsurvey75000/?bbox=2115423.729912882%2C6020066.345699792%2C2128637.7811776823%2C6025799.122821179&maplist=1&layers=osm%2C43> 2025.02.16
- Magyarország 1:50000 méretarányú katonai térképsorozata. 1940–1944. Magyar Királyi Honvéd Térképészeti Intézet.

<https://mapire.eu/hu/map/hungary1941/?layers=osm%2C29&bbox=2116264.22898915%2C6021021.124995597%2C2130271.3144224086%2C6026753.902116984> 2025.02.16

Magyarország 1:10000 méretarányú, az Egységes Országos Térképészeti Rendszerbe tartozó polgári topográfiai térképsorozata. Országos Földügyi és Térképészeti Hivatal. pp. 1957–1974.

Magyarország topográfiai térképe EOTR vetületi rendszerben (1985-1989), 1:10000 Kartográfiai Vállalat, Budapest

CORINE Land Cover 2018 (vector/raster 100m) Europe.

<https://land.copernicus.eu/en/products/corine-land-cover/clc2018> 2025.02.16

Open Street Map Hungary datas.

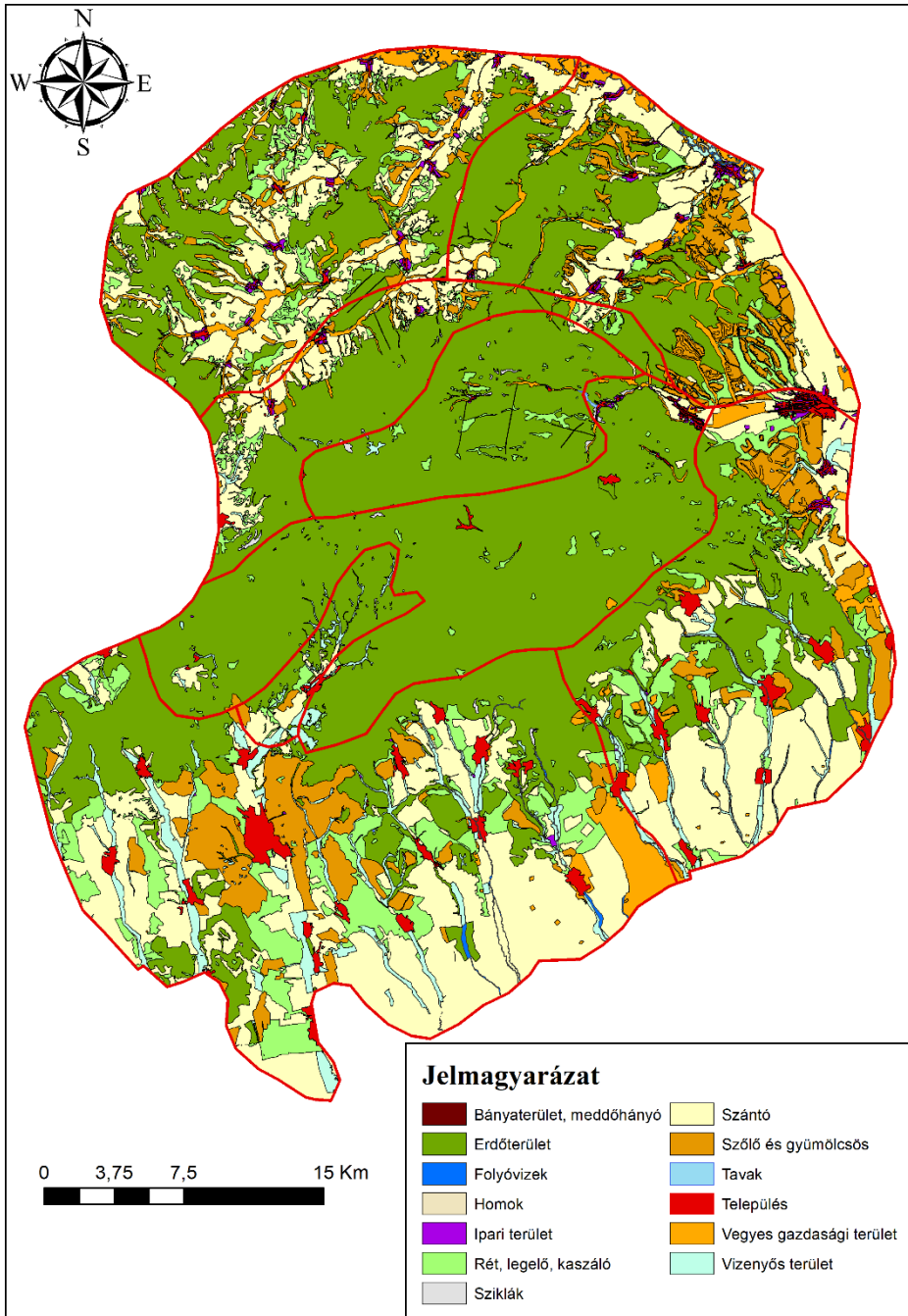
<https://download.geofabrik.de/europe/hungary.html> 2025.02.16

MELLÉKLETEK

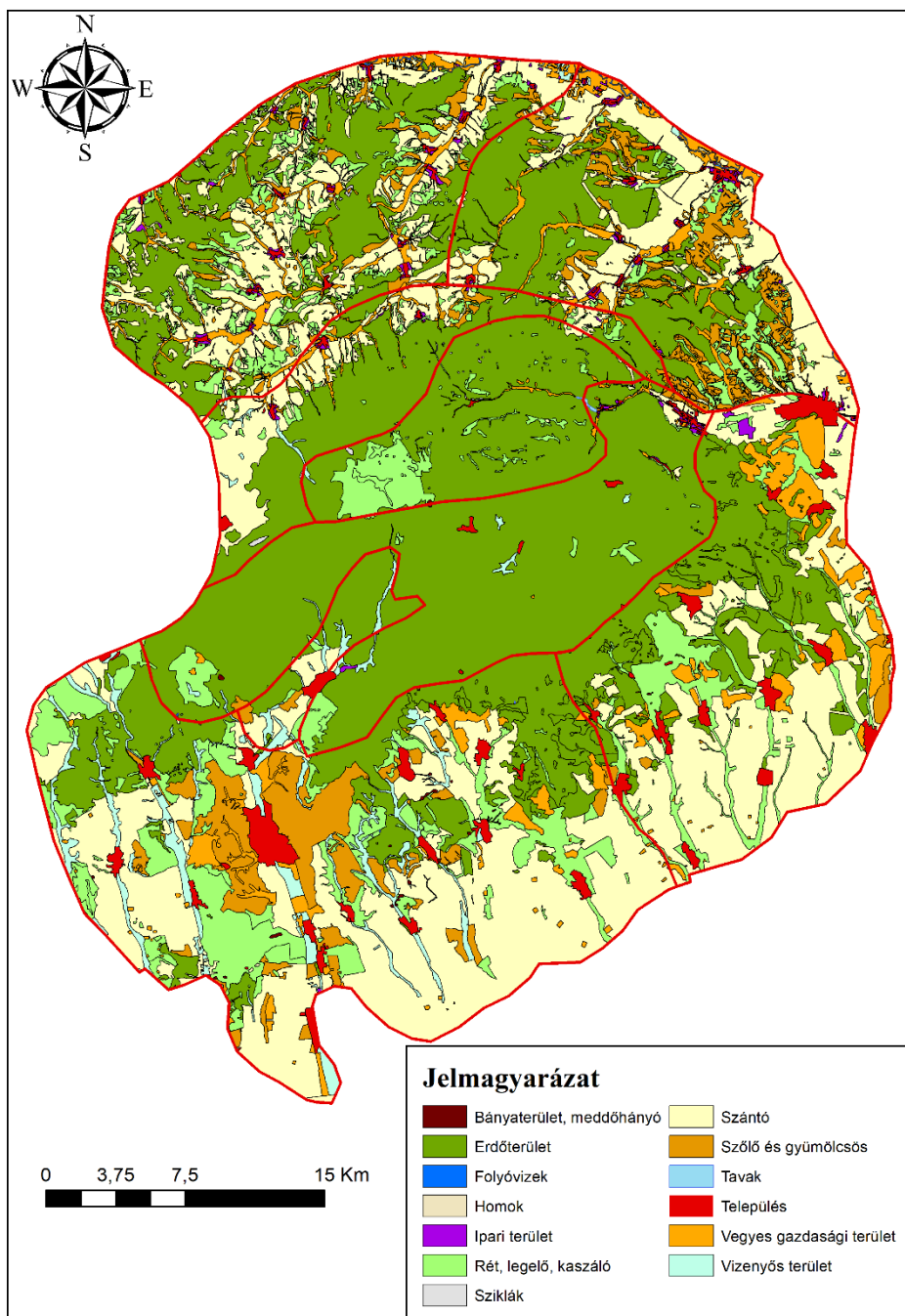


1. melléklet A ball oldali a CLC50 2012-es felvételezés míg a jobb oldali a saját újraosztályozott nomenklatúrába vektorizált állomány.

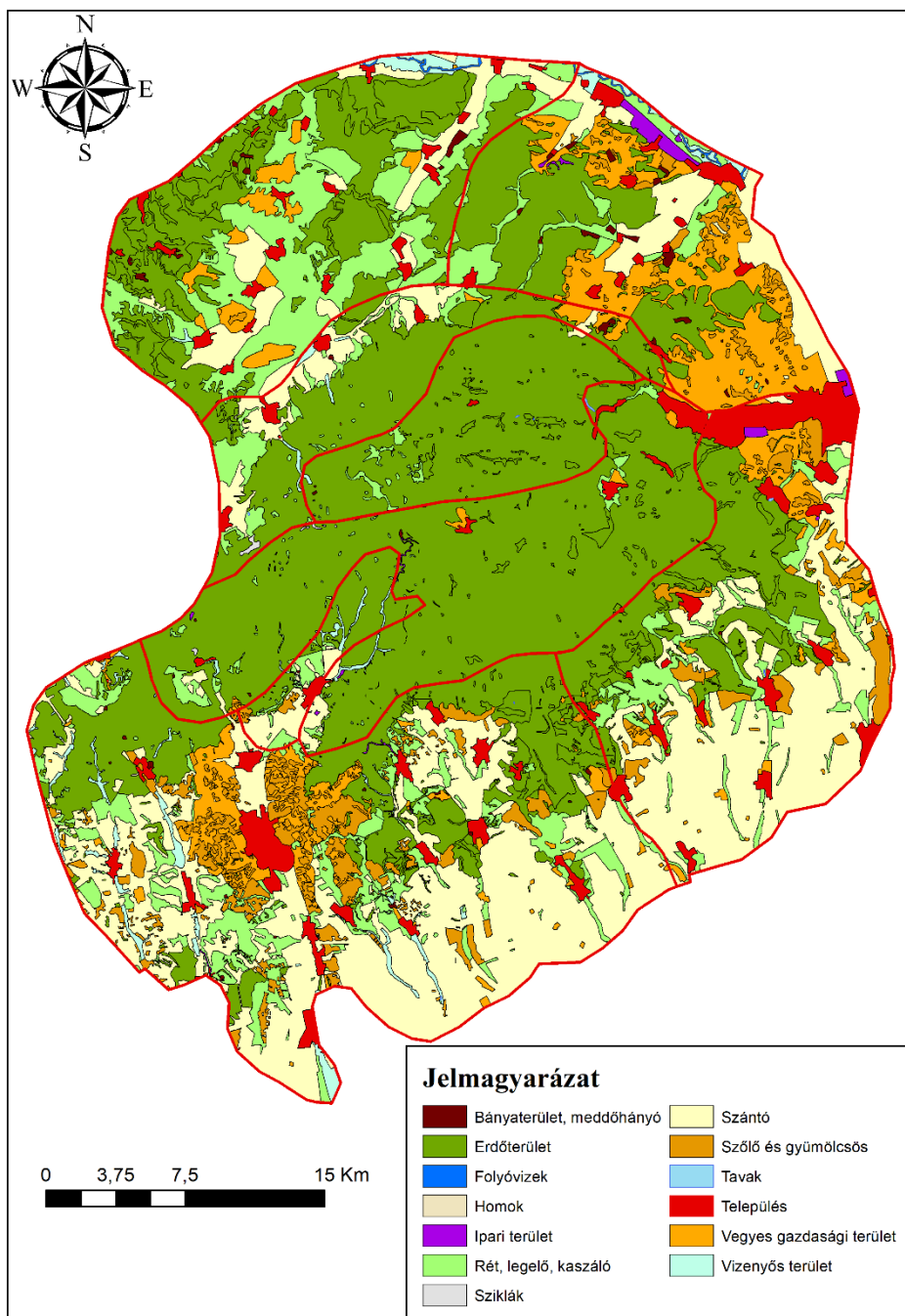
Bükk-vidék



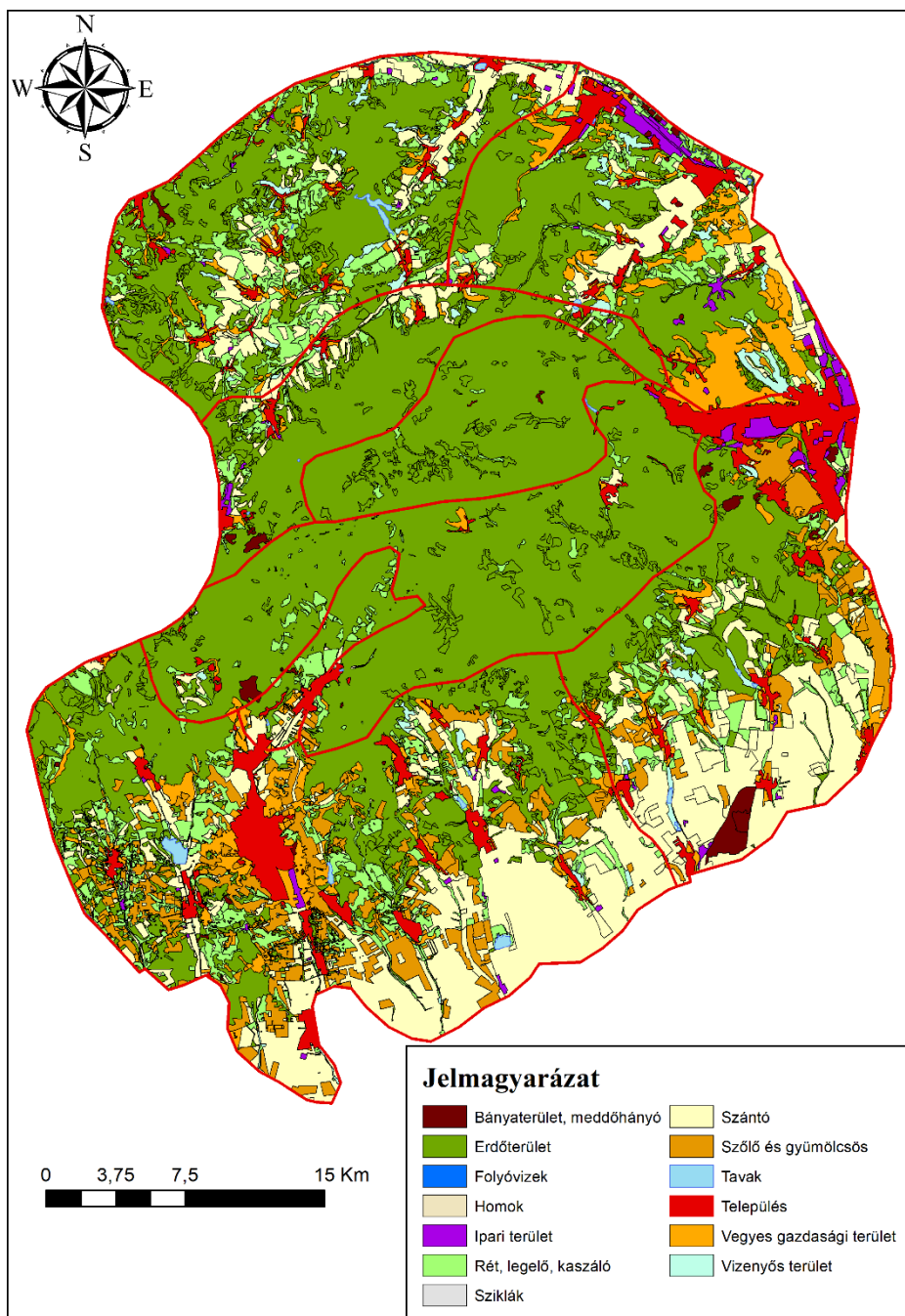
2. melléklet a Bükk-vidék 1858 vektorizált térképe



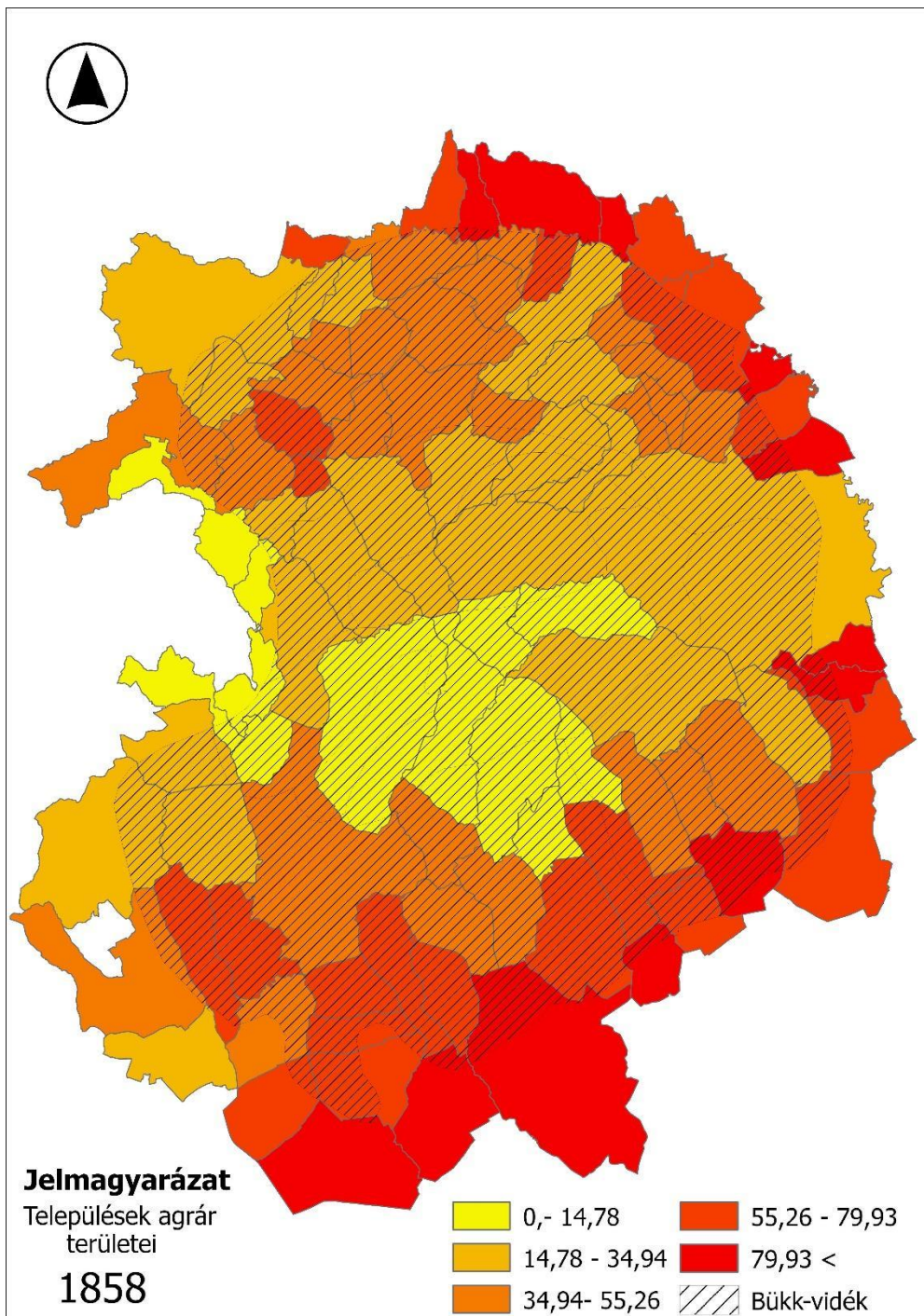
3.melléklet a Bükk-vidék 1874-1883 vektorizált térképe



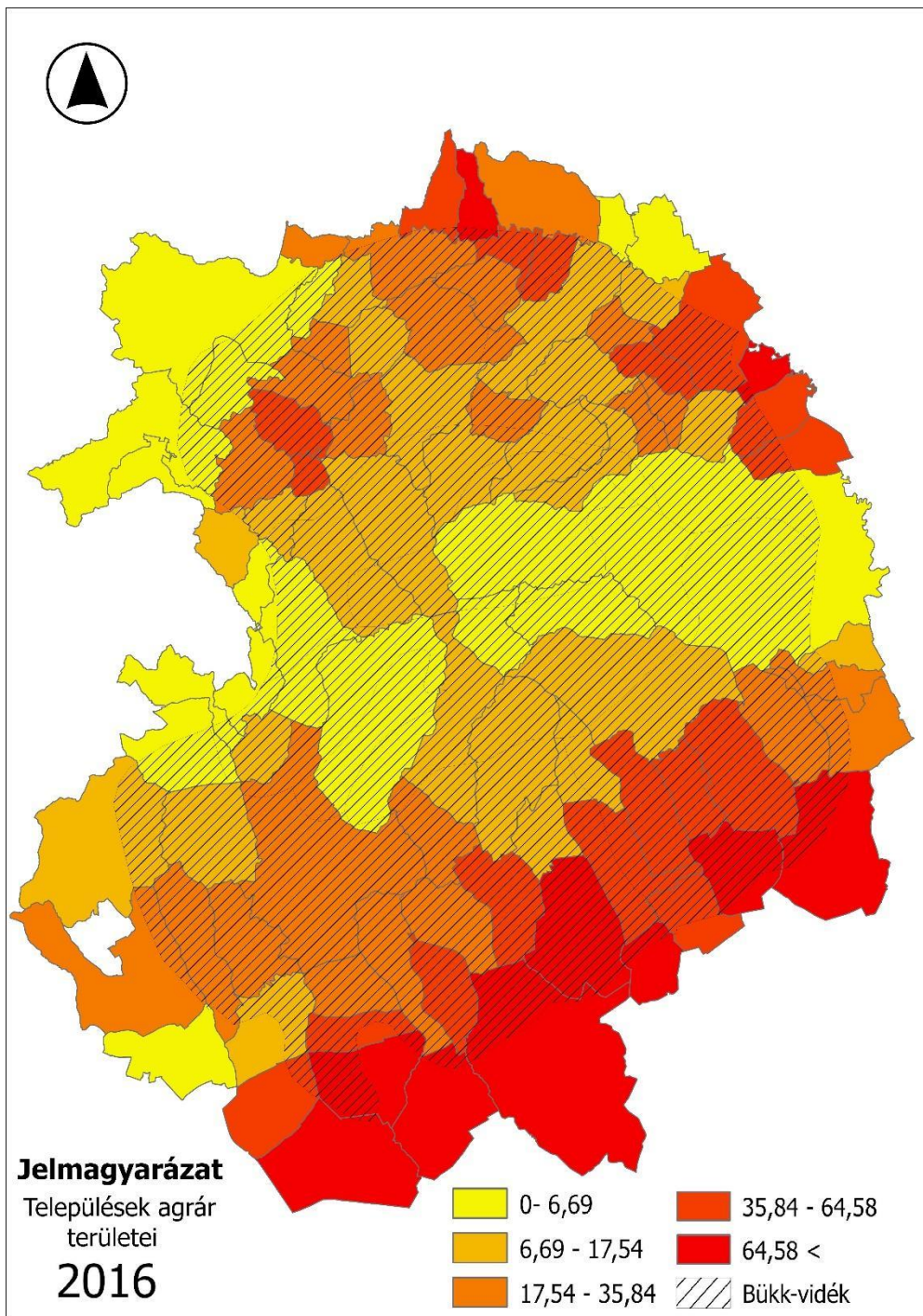
4.melléklet a Bük-vidék 1941 vektorizált térképe



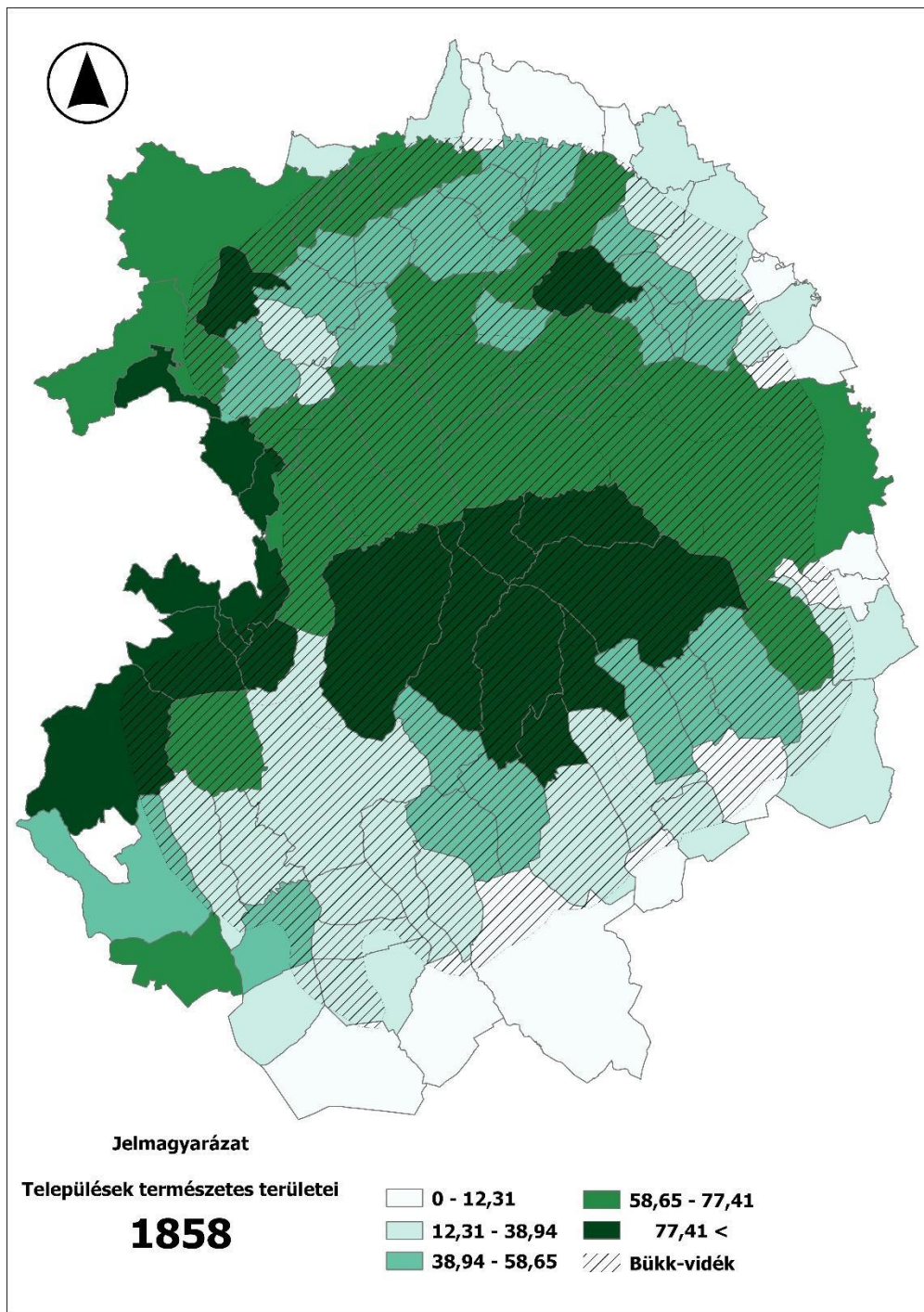
5. melléklet a Bükk-vidék 2016 vektorizált térképe



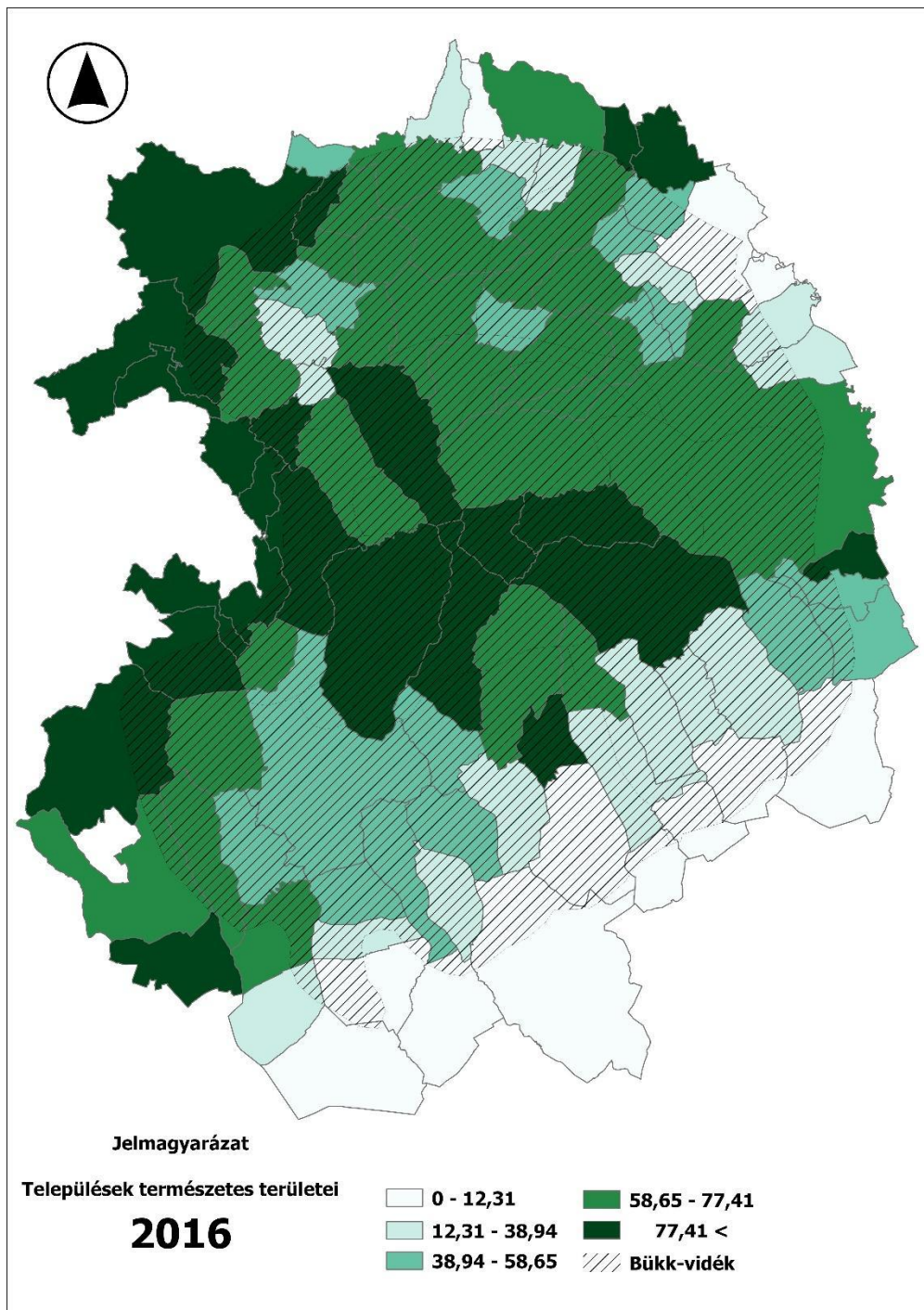
6. melléklet a Bükk-vidék 1858-as agrár területeinek aránya a településekre kivetítve



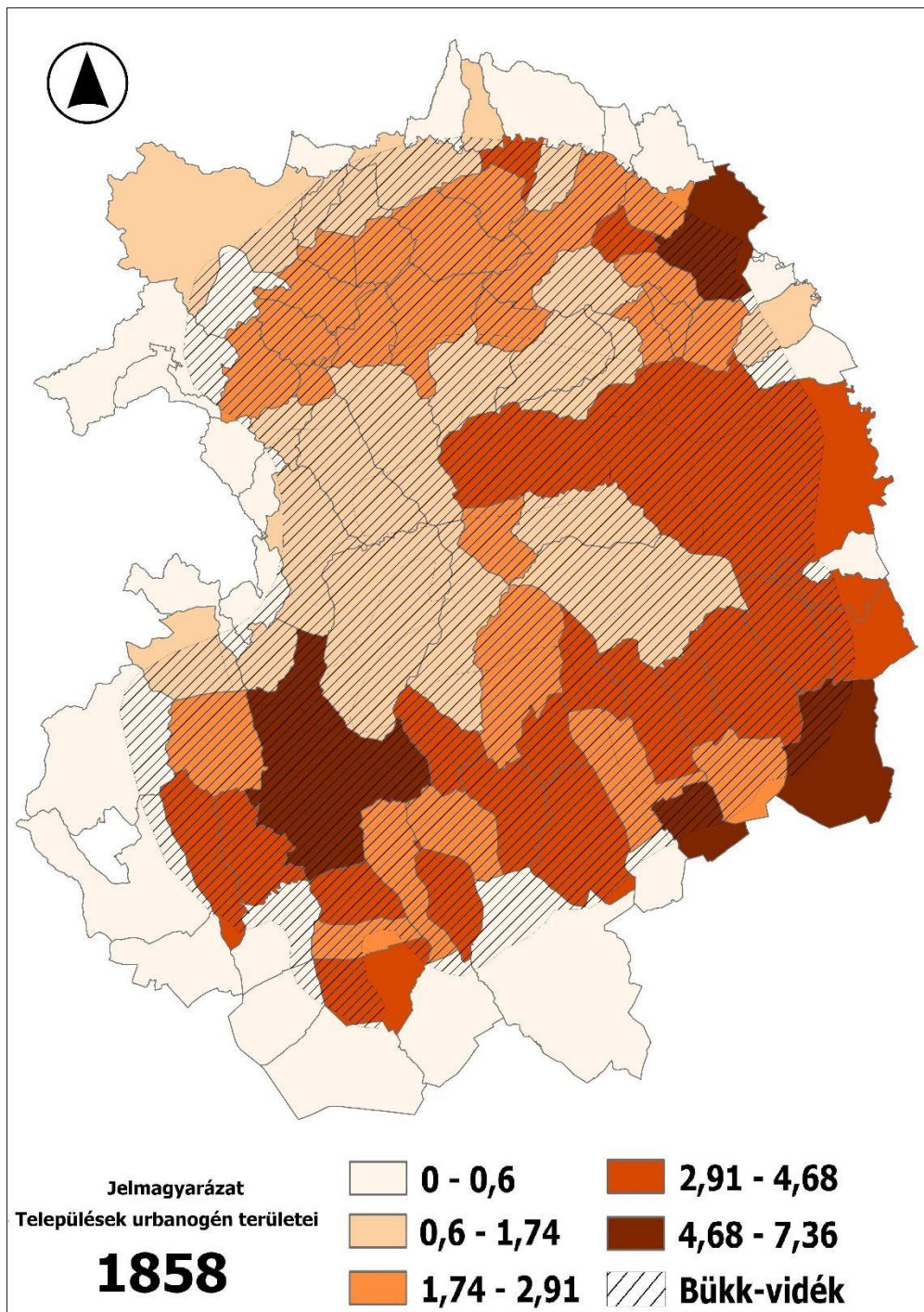
7. melléklet a Bükk-vidék 2016-os agrár területeinek aránya a településekre kivetítve



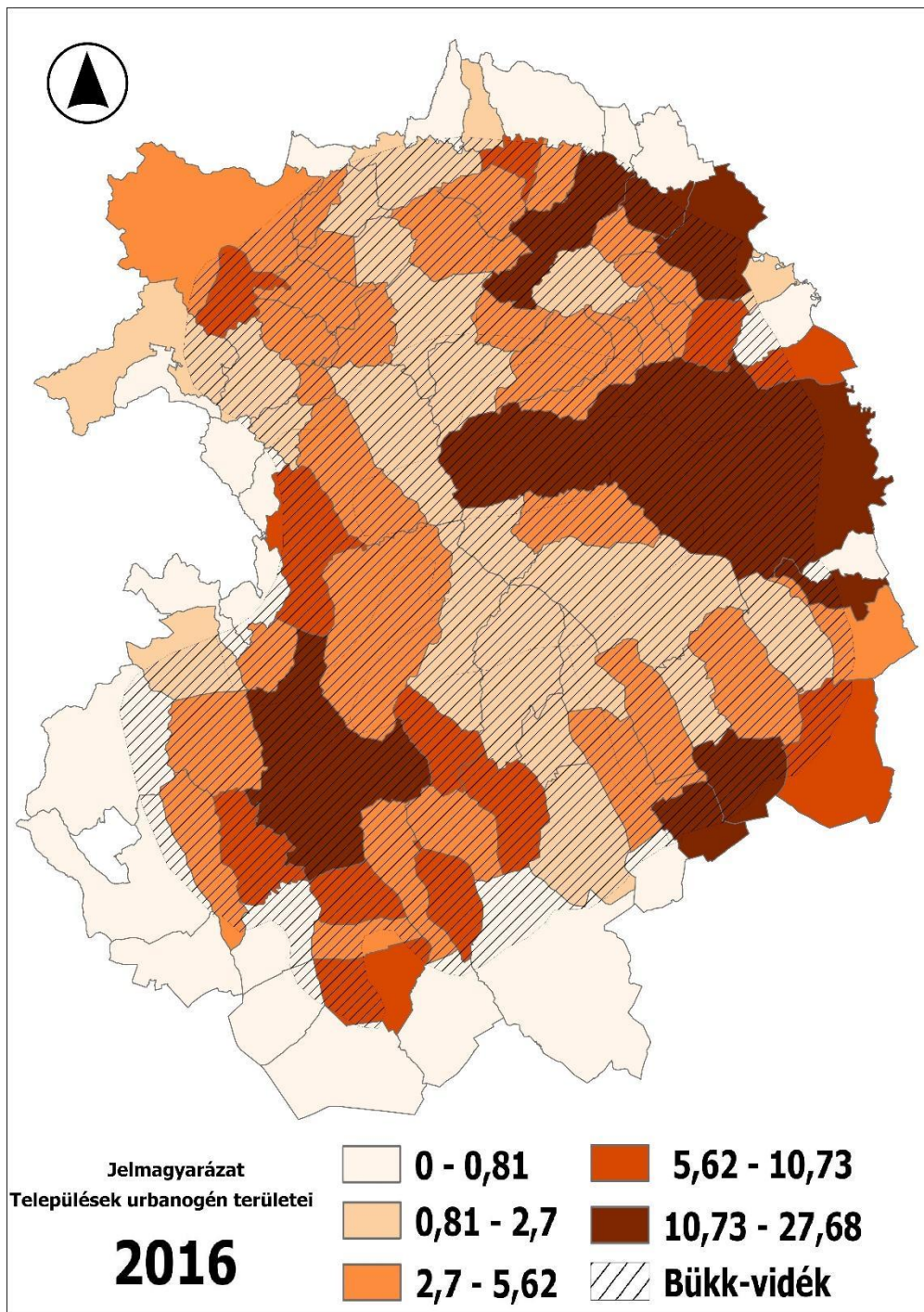
8. melléklet a Bükk-vidék 1858-as természetes területeinek aránya a településekre kivetítve



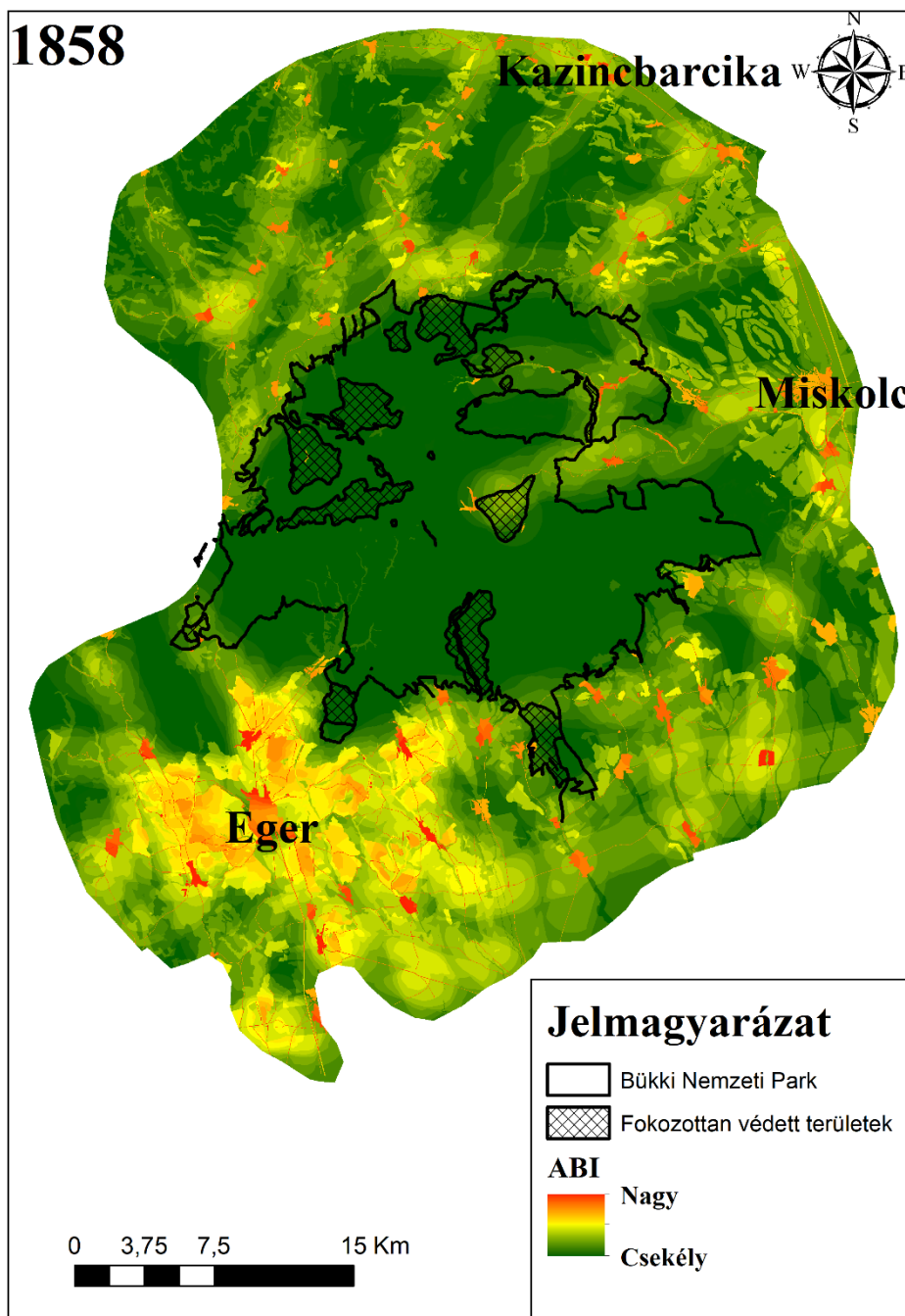
9. melléklet a Bükk-vidék 2016-os természetes területeinek aránya a településekre kivetítve



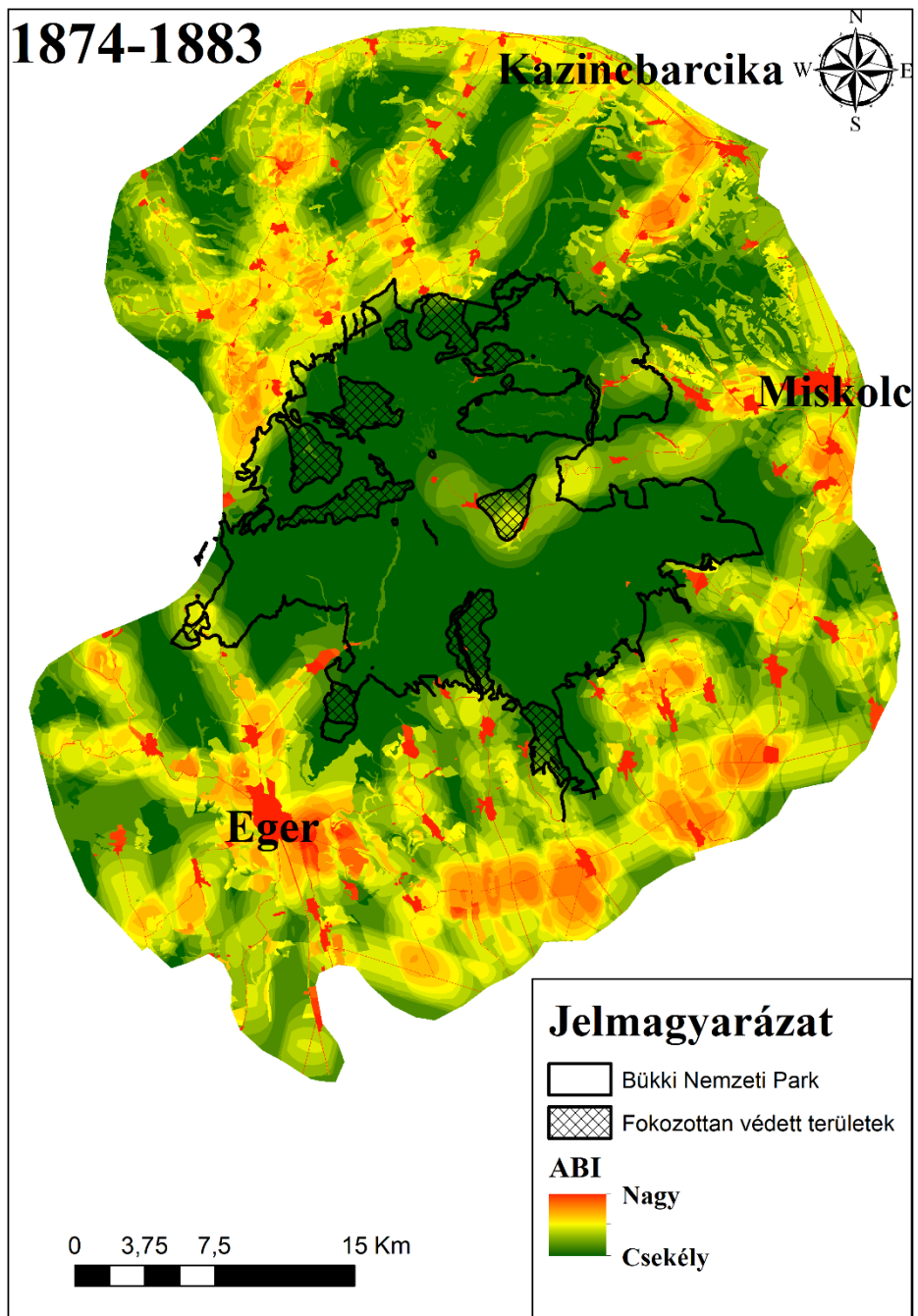
10. melléklet a Bükk-vidék 1858-as urbanogén területeinek aránya a településekre kivetítve



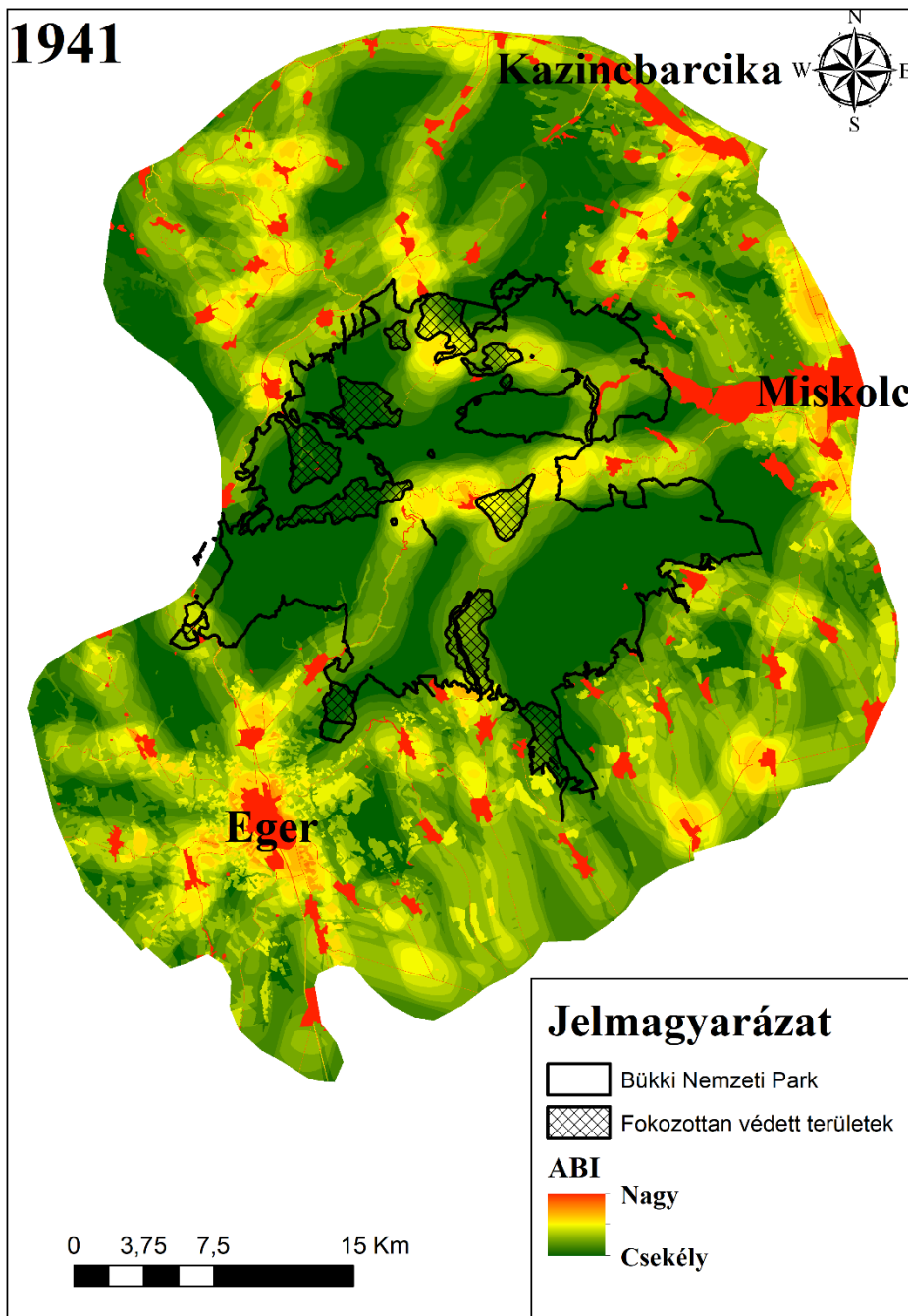
11. melléklet a Bükk-vidék 2016-os urbanogén területeinek aránya a településekre kivetítve



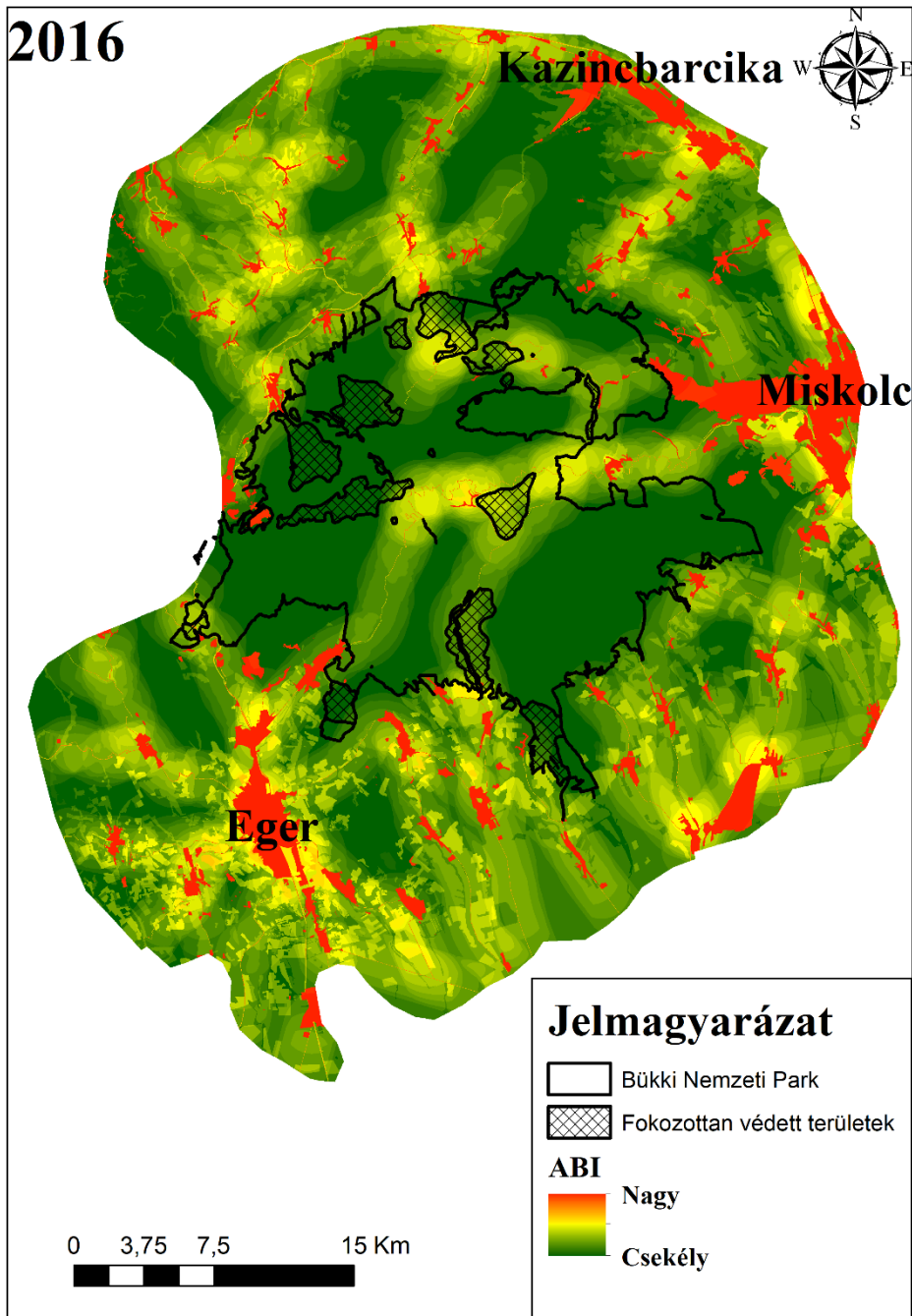
12. melléklet a Bükk-vidék 1858-as ABI térképe



13. melléklet a Bükk-vidék 1874-1883-as ABI térképe

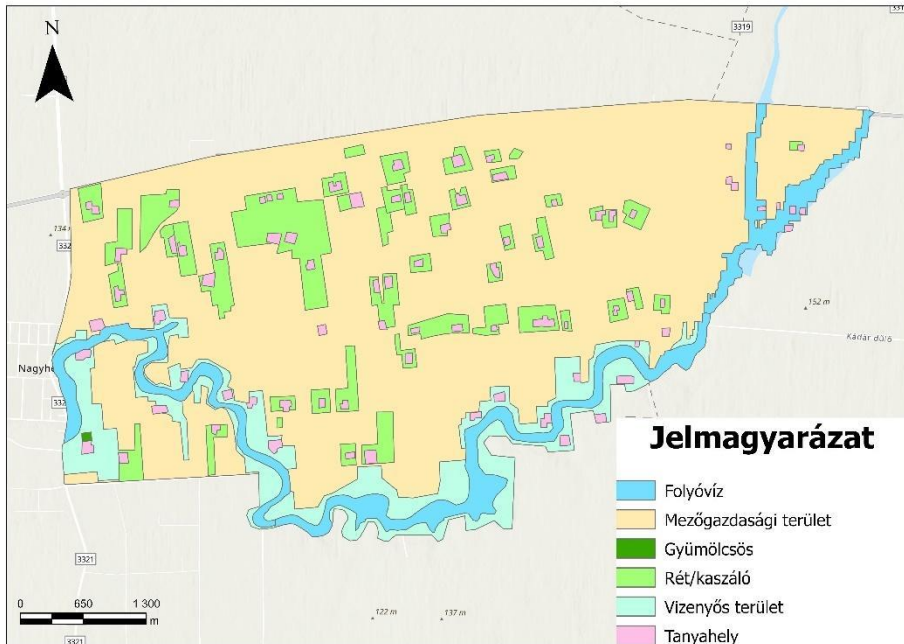


14. melléklet a Bükk-vidék 1941-es ABI térképe

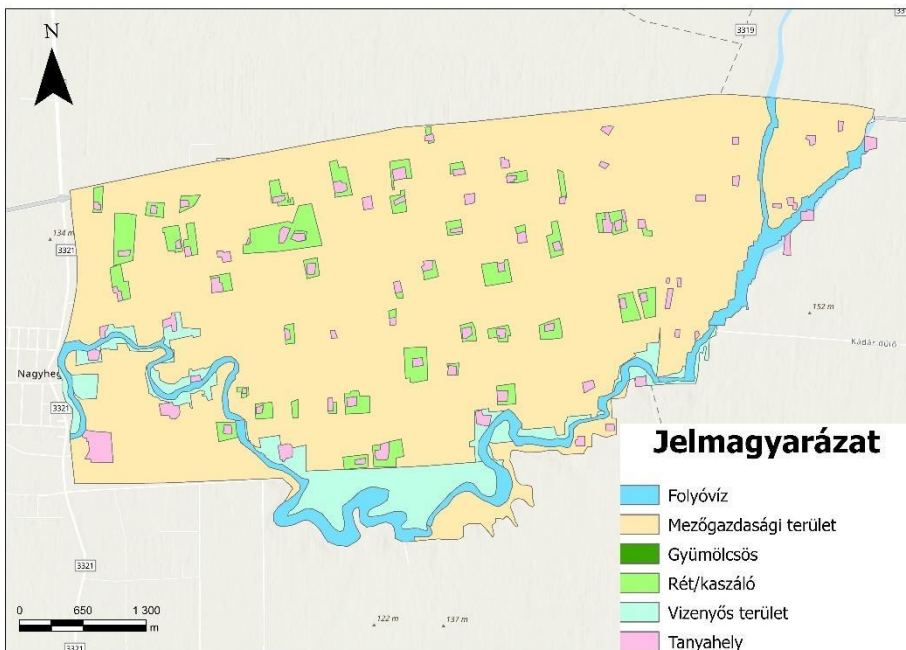


15 melléklet a Bükk-vidék 2016-os ABI térképe

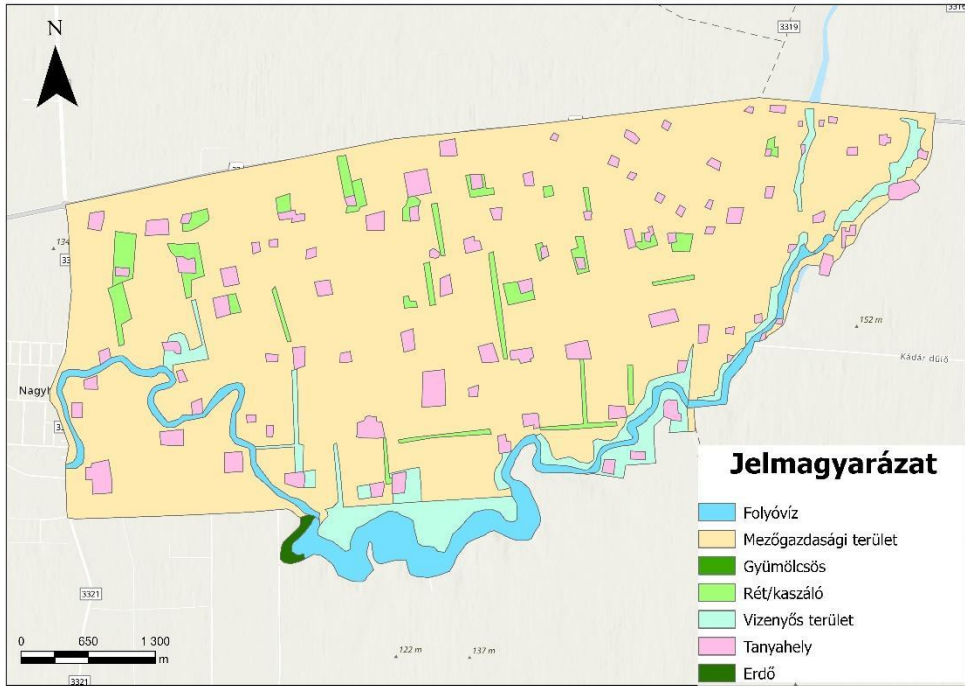
Látókép



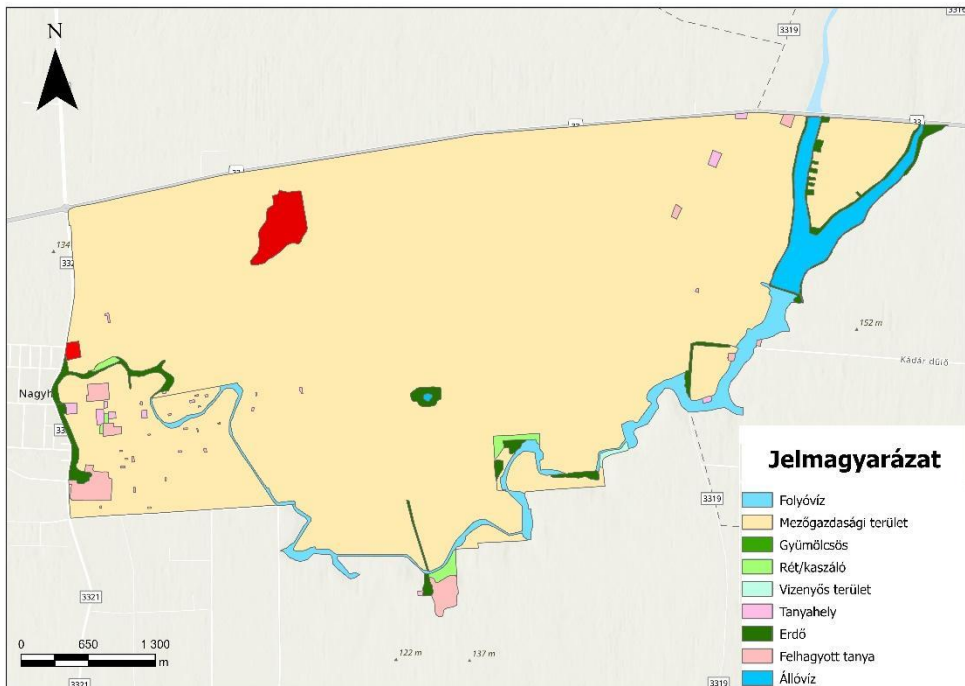
16.melléklet Látókép 1850-es vektorizált térképe



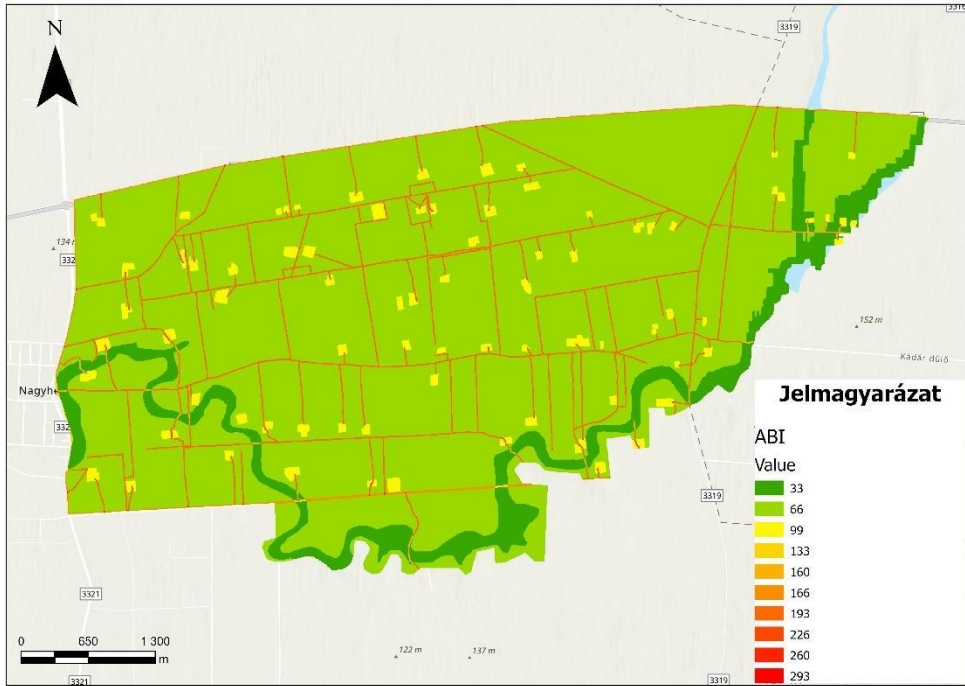
17.melléklet Látókép 1887-es vektorizált térképe



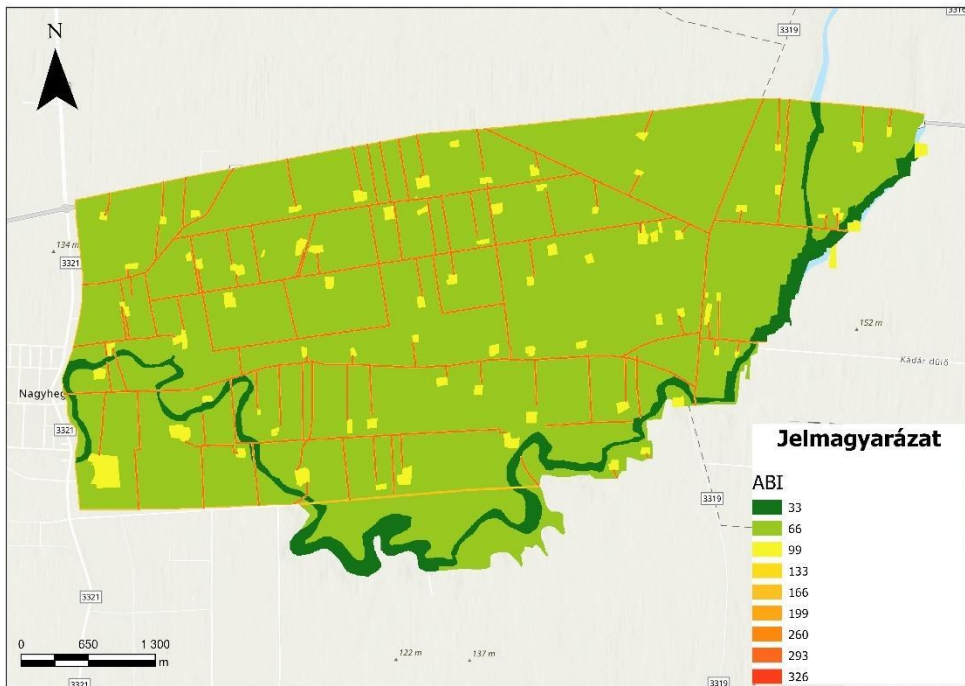
18.melléklet Látókép 1941-es vektorizált térképe



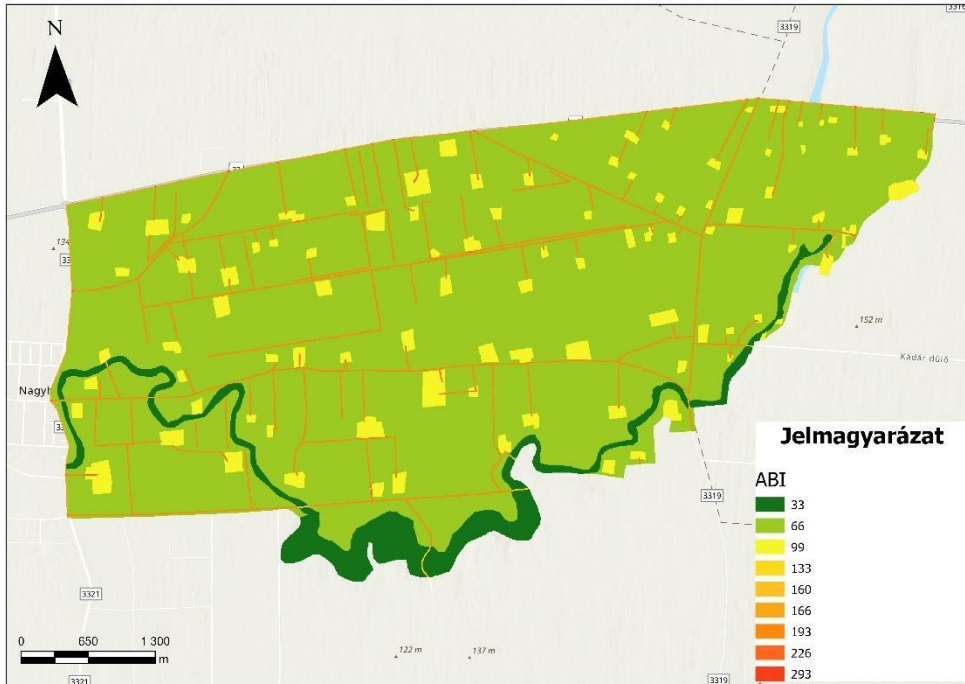
19.melléklet Látókép 2016-os vektorizált térképe



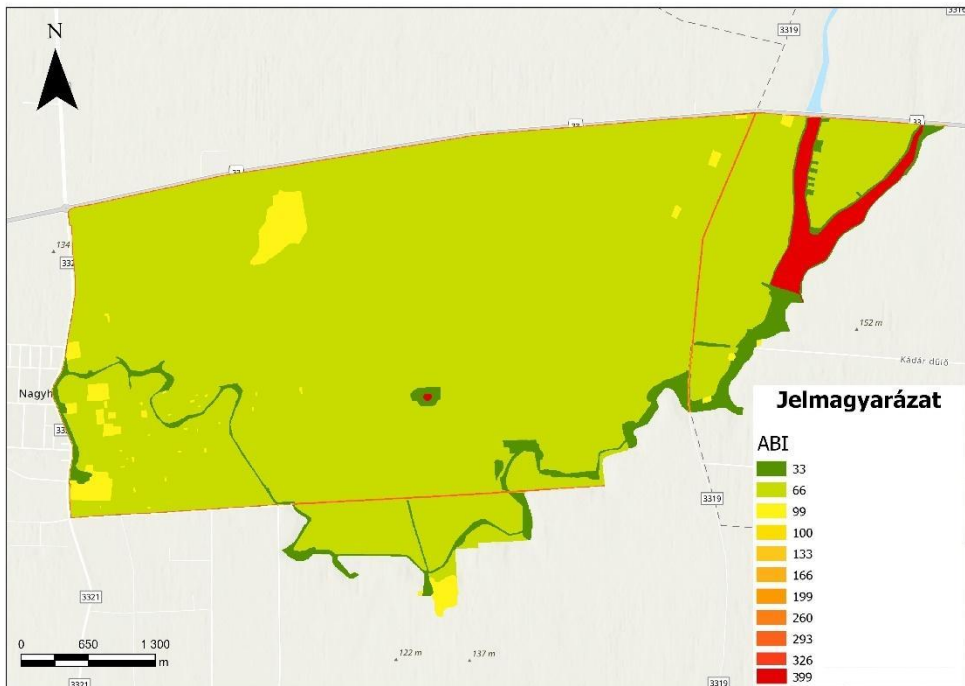
20.melléklet Látókép 1850-es ABI térképe



21.melléklet Látókép 1887-es ABI térképe

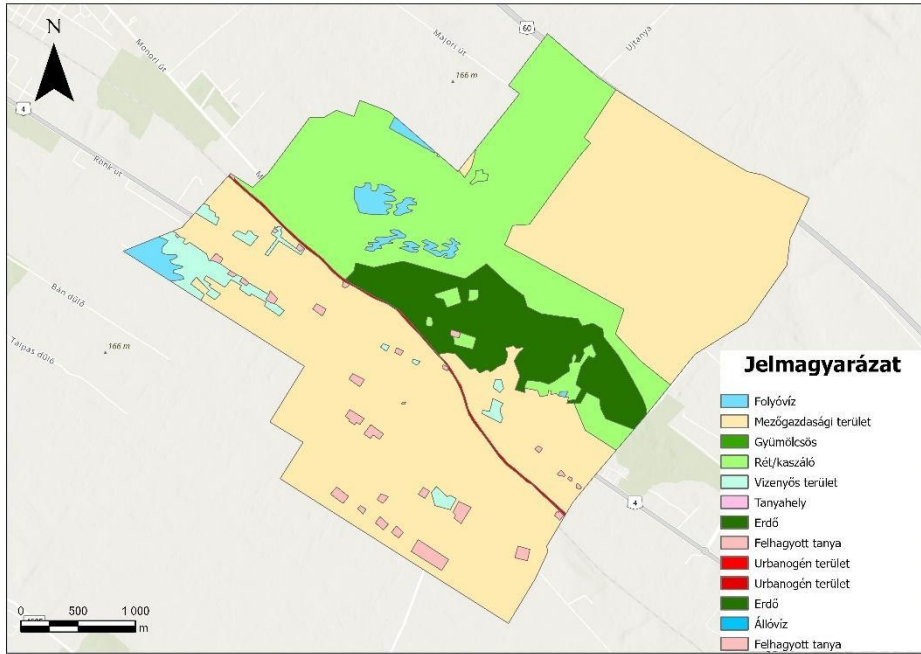


22.melléklet Látókép 1941-es ABI térképe

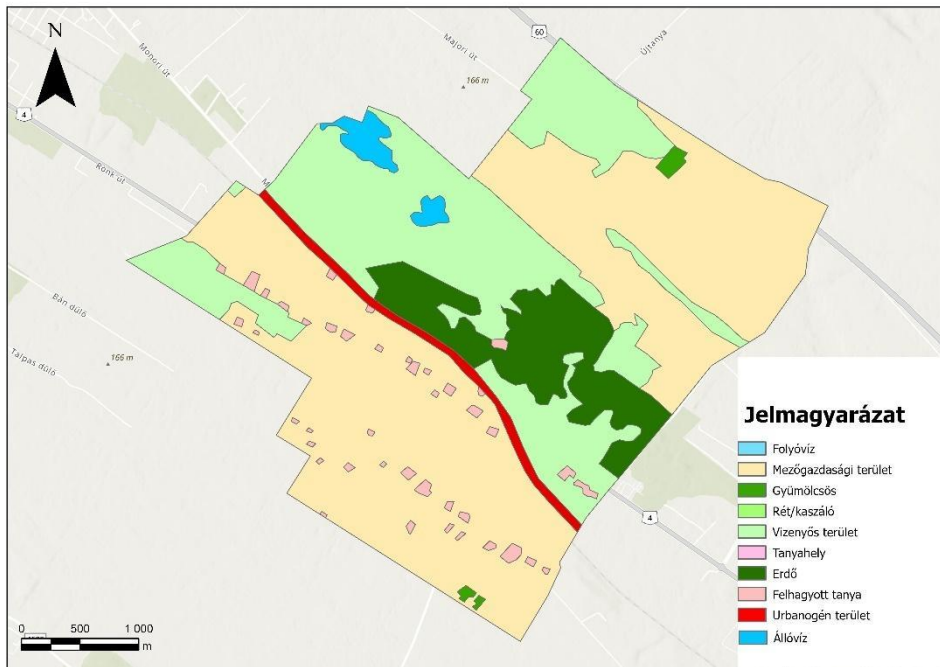


23.melléklet Látókép 2016-os ABI térképe

Monorierdő



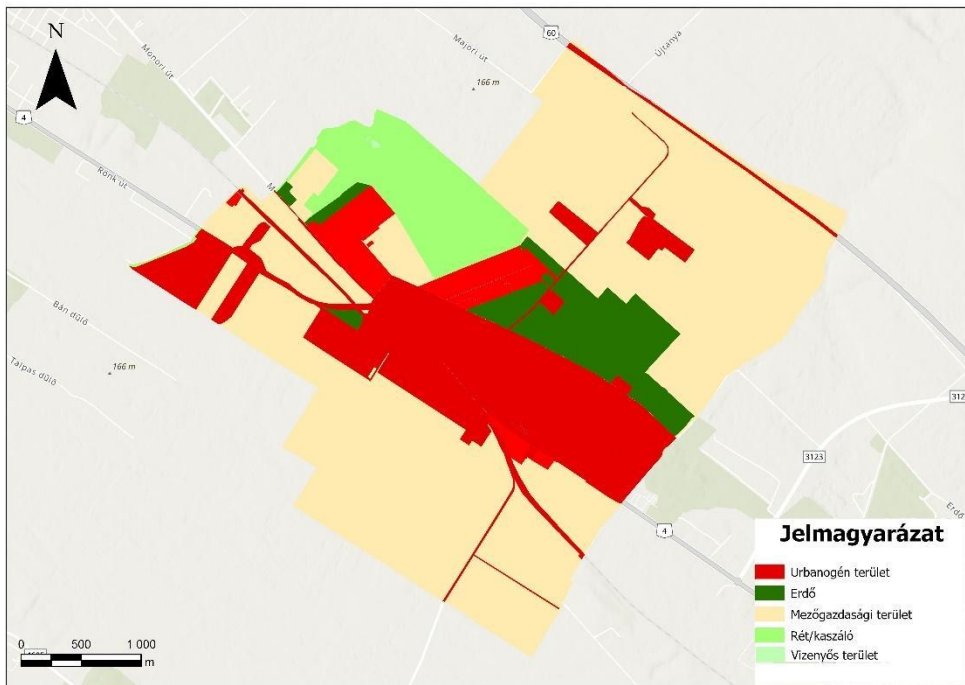
24.mellékletek Monorierdő 1861-es vektorizált térképe



25.mellékletek Monorierdő 1883-as vektorizált térképe



26.mellékletek Monorierdő 1941-es vektorizált térképe



27.mellékletek Monorierdő 2016-os vektorizált térképe



28.melléklet Monorierdő 1861-es ABI térképe



29.melléklet Monorierdő 1883-es ABI térképe



30.melléklet Monorierdő 1941-es ABI térképe



31.melléklet Monorierdő 2016-os ABI térképe