



1949

**Felszínborítás változások hatása a talajok egyes tulajdonságaira alföldi
mintaterületeken**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

a szerző neve: Botos Ágnes

témavezető neve: Dr. Novák Tibor József

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács

Földtudományok Doktori Iskola

Debrecen, 2023

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Informatikai 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, 2023.06.14.

*Botos Ágnes
a jelölt aláírása*

Tanúsítom, hogy Botos Ágnes doktorjelölt 2015-2018 között a fent megnevezett Doktori Iskola „Tájvédelem és éghajlati” programjának keretében irányításommal 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, 2023.06.14.

*Dr. Novák Tibor József
a témavezető aláírása*

**FELSZÍNBORÍTÁS VÁLTOZÁSOK HATÁSA A TALAJOK EGYES
TULAJDONSÁGAIRA ALFÖLDI MINTATERÜLETEKEN**

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

a *Földtudomány* tudományágban

Írta: **Botos Ágnes** természetvédelmi mérnök

Készült a Debreceni Egyetem Földtudományok Doktori Iskolája

Tájvédelem és éghajlat programja keretében.

Témavezető: **Dr. Novák Tibor József**

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Prof Dr. Csorba Péter

tagok: Dr. Boromisza Zsombor

Dr. Kozák Lajos

A doktori szigorlat időpontja: 2019. május 20.

Az értekezés bírálói:

Dr.

Dr.

Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.

tagok: Dr.

Dr.

Dr.

Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 2023

Tartalomjegyzék

1.Bevezetés.....	7
1.1. Problémafelvetés.....	7
1.2. Célkitűzés	10
2.Irodalmi áttekintés	13
2.1.Szántóföldi művelés alól kivont területek talajának változásai.....	13
2.2.A kunhalmok definíciója és eredete	15
2.3.A kunhalmok megépítése és talajtani viszonyai	17
2.4.Fásítások és erdőtelepítések története	20
2.5. Fásítások és erdőtelepítések célja és jelentősége.....	21
2.6.Fásítások és erdőtelepítések talajtani viszonyai.....	23
2.6.1.Akácos erdők talaja	24
2.6.2.Nemes-nyaras erdők talaja	24
3.Anyag és Módszer.....	25
3.1.A mintaterületeket befoglaló kistájak felszínborítási és talajtani.....	25
jellemzői.....	25
3.1.1. Hortobágy	25
3.1.2. Dél-Hajdúság, Hajdúhát, Lössös-Nyírség, Tiszafüred-Kunhegyesi-sík...	25
3.1.3. Dél-Nyírség, Közép-Nyírség.....	26
3.2. A mintaterületek bemutatása	27
3.2.1. A kiválasztott halom mintaterületek leválogatása és jellemzői.....	28
3.2.2. A fásított mintaterületek leválogatása és jellemzői	31
3.3.Adatgyűjtés és terepi adatfelvétel	34
3.3.1. Talajmintavétel a kunhalmokon	34
3.3.2. Fásított területek mintavételezése.....	37

3.4. Laboratóriumi vizsgálatok	38
3.4.1. Szemcseeloszlás vizsgálata	38
3.4.2. Térfogattömeg meghatározása.....	38
3.4.3. pH értékek mérése digitális mérőműszerrel	39
3.4.4. Szénsavas mésztartalom meghatározása	39
3.4.5.A humusztartalom meghatározása káliumbikromátos nedves oxidációs módszerrel	40
3.4.6. Ammónium-laktáttal kioldható nitrát-tartalom	41
3.4.7. Ammónium-laktáttal kioldható foszfát-tartalom.....	41
3.4.8. Olsen-féle foszfát tartalom mérése	42
3.4.9. Aggregátumstabilitás meghatározása	42
3.5. Adatfeldolgozás és statisztikai vizsgálatok	44
4. Eredmények	46
4.1. A halmok jelenlegi és múltbéli állapotának jellemzői és változásai	46
4.1.1. Révhalom.....	46
4.1.2. Boda-halom	48
4.1.3. Sebeséri-halom	51
4.1.4. Hegyes-halom.....	53
4.1.5. Tök-halom	56
4.1.6. Porosállás-halom	58
4.1.7. Vajda-halom	61
4.1.8. Kéthalom	63
4.1.9. Lapos-halom.....	66
4.2. A halmok talajának textúrája és egy talajszelvény bemutatása.....	69

4.3. A talajtulajdonságok jellemzői felszínborítás szerint.....	71
4.3.1. Térfogattömeg	71
4.3.2. pH érték	73
4.3.3. Mésztartalom	74
4.3.4. Humusztartalom	75
4.3.5. Nitrát-tartalom (NO_3^-)	77
4.3.6. Foszfát-tartalom.....	78
4.4. A talajtulajdonságok időbeli változásai halmonként	81
4.4.1. A halomfelszínék térfogattömeg értékei	81
4.4.2. A halomfelszínék mésztartalma	83
4.4.3. A halomfelszínék humusztartalma	86
4.4.4. A halomfelszínék nitrát-tartalma (NO_3^-)	89
4.4.5. A halomfelszínék foszfát-tartalma	91
4.5. Az egyes talajtulajdonságok változásainak hatása egymásra.....	96
4.6. A fásított területeken végzett talajvizsgálatok eredményei	98
4.6.1. A reprezentatív típusszelvények jellemzői	99
4.7. A vizsgált talajjellemzők értékei a fásított és a kontroll területek feltalajában	104
4.7.1. Térfogattömeg	104
4.7.2. pH érték	106
4.7.3. Mésztartalom	108
4.7.4. Humusztartalom	110
4.7.5. Nitrát tartalom (NO_3^-).....	112
4.7.6. Foszfát tartalom.....	114

4.7.7. Aggregátum stabilitás.....	116
5. Összefoglalás	119
5.1. Kunhalmok talajában megfigyelhető változások összefoglalva.....	120
5.2. Fásított területek talajában megfigyelhető változások.....	123
6. Summary	128
6.1. Summary of changes observed in the soil of kurgans	129
6.2. Summary of changes observed in the soils of afforested areas.....	132
Köszönetnyilvánítás.....	135
Irodalomjegyzék	136

1. Bevezetés

1.1. Problémafelvetés

A tájat a klíma, a domborzat, a topográfia, a talaj, a vegetáció és a társadalom tájhasználatára együttesen határozza meg (Duray, 2009). A tájban ható társadalmi tevékenység sokrétű, ugyanis számos, egymásnak is ellentmondó társadalmi igény és hasznosítás van jelen egyszerre (Kovács&Farkas, 2019). A társadalom tájjal szembeni elvárásai nem feltétlenül a természeti adottságok kínálta lehetőségek szerint alakulnak, hanem társadalmi konszenzus, vagy más döntési folyamat eredményeképpen jönnek létre (Nagy, 2020). Ennek alapján a tájban megvalósuló emberi tevékenység azonban közvetlenül visszahat a táj természeti komponenseire: a domborzat, a talaj, a vizek, a levegő és a növényzet állapotára (Elekne, 2016).

A társadalmi tevékenység súlya, hatékonysága a tájat alakító természetes tényezőkhez képest lehet erősebb, vagy gyengébb és időben is változik (Frisnyák, 2001). A tájhasználat-változás a változó társadalom és a táj folyton változó természeti földrajzi elemei közötti interakció jele (Turner, 1991). Az intenzív társadalmi tájformálás gyakran jár együtt a táj természetes elemeinek degradációjával, a társadalom, mint tájalkotó tényező súlyának csökkenése viszont lehetővé teszi az ökológiai tájfunkciók regenerálódását (Deák, 2018). Ennek alapján (Novák et al., 2018) a felszínborítás változások típusai szerint erősödő és gyengülő antropogén hatásokat különböztetünk meg a tájban. Az erősödő jellegű tájváltozások hatásaival, következményeivel számos tanulmány foglalkozik (Kerényi, 2011) és gyakran széleskörű társadalmi vitához vezet kérdéskörük (Kincses, 2021). Erősödő antropogén hatásról abban az esetben beszélhetünk, ha a változás során egy korábbi felszínborítási kategória és egy későbbi felszínborítási kategória eltérő csoportba tartoznak, és a későbbi felszínborítás intenzívebb emberi hatásokkal érintett csoportba sorolható (Balla et al., 2017).

Abban az esetben, ha egy korábbi felszínborítási kategória és a későbbi kategória eltérő csoportba tartoznak, majd a későbbi felszínborítás a kevésbé intenzív emberi hatásokat viselő csoportba sorolható: gyengülő antropogén hatást tételezhetünk fel. Az erőteljes, antropogén hatásokra bekövetkező tájváltozások kimutatására többek között lehetőségként szolgálnak az egyes régészeti információk, történelmi leírások, térképi összehasonlító vizsgálatok, távérzékelési eljárások, monitoringok (*Kovács&Rakonczai, 2001*). Ezek a módszerek azonban leginkább csak áttekintő vizsgálatokra alkalmazhatóak, mennyiségi értékelésre kevésbé alkalmasak, főként síksági területek esetében, ahol alig találhatóak az értékelést segítő, állandónak tekinthető viszonyítási pontok. A pontos térbeli és mennyiségi értékelésekre a földrajzi információs rendszerek (FIR) messzemenően alkalmasak.

A gyengülő antropogén hatások következményeinek vizsgálatával sokkal ritkábban találkozunk, holott előfordulásukról számos tanulmány beszámol (*Novák et al., 2019*). Ilyen hatások esetében a felszínborítás megváltozása után kedvező talajképződési folyamatok indulnak be. Ezeknek a talajállapotoknak a jellemzése lehetőséget ad arra, hogy az antropogén átalakítottságot jellemezzük, főként a talaj legfelső rétegében történő regenerálódási folyamatokat. Azok a területek/mintaterületek, ahol az elmúlt néhány évtizedben megváltozott a felszínborítás, könnyen azonosíthatóak és leválogathatóak a különböző felszínborítási adatbázisokból, ezáltal igazolható a felszínborítás átalakulása (*Bakó, 2017*).

A felszínborítás még önmagában csak közvetett tájékoztatást adhat az egyes tájak természetességéről, illetve a természetesség változásáról. Habár a felszínborítás fontos indikátora az egyes tájak természetességének, a természetesség valódi mértékének értékeléséhez jellemzően az összes tájalkotó tényező (talajok, felszíni, felszín alatti vizek, levegő, stb.) állapotát együttesen figyelembe vevő komplex mutatókat, köztük a tájmintázat jellemzőit is felhasználják (*Szilassi, 2015*).

Mivel kutatásomban a felszínborítás változások talajban megfigyelhető változásaival foglalkozom, ezért a tájhasználati változások következményei közül a felszínborításra ható folyamatokat emelem ki. Az 20. század vége óta

alegjellemzőbb ilyen irányú felszínborítás változás a mezőgazdasági területek művelésének felhagyásában figyelhető meg (Szilassi, 2017). A tájhasználat-változásokat irányító folyamatok lehetnek közvetlenül a felszínborításra hatók (Novák et. al. 2020), vagy azokat közvetetten befolyásolók (Antrop, 1997). A közvetlenül a felszínborításra ható folyamatok ritkán járnak a talajok csökkenő társadalmi igénybevételével, amelyek legfőképpen az intenzív hasznosítást követően a talajok regenerálódási folyamatai számára is lehetőséget teremthetnek. A közvetlen hajtóerők, mint például a kutatásomban szereplő mezőgazdasági tevékenységek vagy az erdősítések direkt beavatkozásokat jelentenek a környezetbe, míg a közvetett típusú hajtóerők olyan folyamatok, amelyek felerősítik a közvetlen okokat (az egyén vagy csoport tájmódosító cselekedetei alapján) (Geist&Lambin, 2002). A közvetett beavatkozás tájalakító hatása mindig más tájalkotó tényezők keresztül nyilvánul meg – például a bányászati tevékenységek alkalmával – legtöbbször akár más földrajzi helyen, mint ahol a beavatkozás történt (Vasócsik et al., 2017).

A tájhasználatban bekövetkezett változások következményei a talajok ökológiai funkciót tekintve lehetnek kedvezőek vagy kedvezőtlenek. A szakirodalomban leggyakrabban az ökológiai szempontból kedvezőtlennek minősített változások értékelésével találkozhatunk (Dóka, 2011). Ugyanakkor világszerte egyre nagyobb arányban fordulnak elő olyan területek, ahol a korábbi intenzívebb tájhasználatot mérsékeltebb igénybevétel váltja fel, amely az ökológiai funkciók javulásával jár. Az ilyen jellegű változásokon átesett területeken a talajokban zajló folyamatokról, ahogyan fentebb is utaltam rá, eddig viszonylag keveset tudunk, így azt gondolom, hogy a felszínborítás megváltozása, jelen esetben a kutatásomban szereplő intenzív, hosszantartó szántóföldi művelést követő mérsékeltebb területhasználat (gyepesítés és fásítás) talajokra gyakorolt hatásait érdemes és fontos vizsgálni, hiszen a talajállapot megfelelő alapot adhat az antropogén átalakítottság mértékének jellemzésére és az eredmények, illetve az abból levonható következtetések iránymutatást adhatnak további hasonló jellegű kutatásokhoz. Mindezek mellett a kutatási téma ökológiai és természetvédelmi szempontból is jelentős lehet.

1.2. Célkitűzés

A dolgozatom fő célja a különböző megváltozott felszínborítású, társadalmi igénybevétel tekintetében mérséklődő hatásnak kitett (művelésből kivont, korábban szántóként hasznosított területek) intenzív-extenzív irányú változások hatásainak vizsgálata a talajban zajló folyamatokra - a regenerálódási folyamatok nyomonkövetése - annak érdekében, hogy komplex, átfogó vizsgálatot végezzek a változatosságokra és különbségekre vonatkozóan, és összehasonlítsam a nem szántott területek talaját a szántóföldek talajminőségével. A vizsgálatban szereplő mintaterületek - főként a Hortobágy és a Nyírség egyes területeiről - korábban intenzív szántóföldi művelés alatt álltak, majd annak befejeződését követően gyepként (főként legeltetés céljából) vagy erdőként hasznosítva - vagy a kezelés hiánya, vagy mérsékeltebb kezelés, illetve speciális természetvédelmi kezelés alá kerültek.

A vizsgálataim motivációja a problémafelvetés részben leírtakra utalva az volt tehát, hogy a csökkenő erősségű antropogén beavatkozással jellemezhető tájakon a talajokban zajló folyamatokról, azok sebességére, irányára vonatkozóan megállapításokat tudjak tenni. A talajokban felismerhető antropogén hatások értékelése a megfelelő referencia területek összevetésével - a környezetükben lévő, változatlan felszínborítású területek talajtulajdonságaival - értékelhetőek, így képet kaphatok a talajban zajló regenerálódási folyamatokról. Véleményem szerint az, hogy a talajoknak milyen mértékű a regenerálódási képessége rendkívül fontos mind természetvédelmi, mind gazdasági szempontból – utóbbi pedig jelentős az élelmiszerbiztonság szempontjából is. Természetvédelmi szempontból pedig többek között a művelés alól kivont területeken nagyon fontos lenne növelni a talaj szerves anyag tartalmát, annak értékét számszerűsíteni, és megvizsgálni azt, hogy mennyi ideig tart a gyepterületek helyreállítása a mezőgazdasági területeken.

Továbbá fontosnak tartottam, hogy megfelelő ismereteket szerezzek a vizsgált halmok és jelenleg erdőként hasznosított területek talajtani állapotáról is, akár további, későbbiekben is folytatható vizsgálatok megalapozásához. Ezért terepi bejárásaim során igyekeztem minél több talajmintát venni a felhagyott halom

testekből és az őket körülvevő szántókból és löszgyepből, továbbá a fásított területekről és az őket körülvevő szántóföldi területekről.

Disszertációmban a következő konkrét célkitűzéseket fogalmaztam meg:

1. A területhasználat változáson átesett (művelésből kivont, sokáig szántóként/gyepként használt) intenzív-extenzív irányú változások hatásának vizsgálata a talajban zajló fizikai-kémiai folyamatokra.
2. Két különböző jellegű, elkülöníthető felszínborítás-változást követő talajregenerálódási folyamat vizsgálata, a talaj több, alapvető jellemzője tekintetében (textúra, térfogattömeg, pH, kalcium-karbonát, humusz, nitrát, foszfát, aggregátum stabilitás) több egymást követő vizsgálati évben.
3. A talajfelszíni rétegekből és két talajszelvényből begyűjtött talajminták alapján a felszínborítás-változást követően a talajban bekövetkező talajfizikai és talajkémiai változások nyomon követése.
4. Az egyik vizsgálat során öt év (2014-2018) vizsgálati eredményeinek feldolgozása, 9 tiszántúli kunhalom felszínére vonatkozóan, ahol a közelmúltban szántóból gyepterületté változott a felszínborítás.
5. A másik vizsgálat során két egymást követő évben (2017-2018) a CORINE LCC adatbázis alapján előzetesen leválogatott mintaterületeken a korábban szántó hasznosítást követő erdőtelepítések (2000-2012 között) talajának változásainak nyomon követése.
6. A megváltozott felszínborítású területekhez az azok közvetlen környezetében vett minták (szántóföld és bolygatatlan gyep) szolgáltak referenciaként és kontrollként, az időbeli ismétlések pedig a rövid távon is megfigyelhető változások nyomon követését szolgálták.
7. A vizsgálatba bevont talajjellemzők főként azok voltak, amelyek az egyes szakirodalmak szerint a felszínborítás változást követően rövid távon is képesek változást mutatni, illetve a kialakuló vegetáció szempontjából lényeges szabályozó szereppel bírnak: a talaj térfogattömege, humusztartalma, illetve az alapvető tápanyagok: nitrát és foszfát tartalom, az aggregátumok stabilitása.

8. Mindkét eltérő felszínborítású mintaterület eredményei alapján arra kerestem a választ, hogy a mérséklődő hasznosításnak kitett területeken a közvetlen környezetükben mérhető, változatlan hasznosítású talajokkal összehasonlítva a vizsgált talajtulajdonságok változása milyen mértékűek, sebességűek voltak és ezáltal a változásoknak a talajok ökológiai funkcióira gyakorolt hatása milyen volt.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. Szántóföldi művelés alól kivont területek talajának változásai

Ahogy a talajképző tényezőket összefoglaló legfontosabb munkákból az közismert, a talajban összegződnek a talajképződésre ható folyamatok (Kökény, 2021), így a felszínborítás megváltozásának hatásai is (Joó, 2004). Ahogy azt már dolgozatomban említettem, a talajok mezőgazdasági művelés felhagyását követő állapotára irányuló vizsgálatok kevésbé elterjedtek a táj kutatásban, annak ellenére, hogy az antropogén átalakítottság mértékének jellemzésére a talajállapot messzemenően alkalmas (Szilassi et. al., 2015). A talaj felső rétege ugyanis az antropogén hatások következtében gyorsan átalakul főként a talajszerkezet, a szervesanyag tartalom és a tápanyag tartalom tekintetében (Novák et. al, 2019).

A tájváltozások és táj állapotának értékelésére, jellemzésére vonatkozóan több indikátort is használhatunk (Rakonczai, 2011), többek között a társadalom földrajzi tájra gyakorolt hatását például az élővilág, mint indikátor megváltozásával jellemezhetjük, vagy megemlíthetjük a növényzetet mint, érzékeny indikátort, amely már a kevésbé erőteljes emberi hatásokra, azok megváltozására is érzékenyen reagál. Mindezek mellett az egyik leggyakrabban használt és kutatásom szempontjából is releváns indikátor a felszínborítás és annak mintázata (Szilassi, 2012), ami a CORINE felszínborítási adatbázis fejlődésének is köszönhető (Mari&Mattányi, 2002).

A táj állapotát alakító folyamatok közül is nagyobb figyelmet kapnak azok (beépítések, infrastruktúra építés, intenzív gazdálkodás), amelyek különféle talajdegradációs folyamatokhoz vezetnek a társadalom egyre intenzívebb igénybevétele, talajhasználata következtében (Novák et. al., 2009). A változások közül a 2004-es EU-s csatlakozásunk óta a szántó-gyep konverzió figyelhető meg jelentősebb arányban, a külső agrártámogatási rendszerek lehetősége és egyéb gazdasági folyamatok következtében (Bíró, 2011; Deák et al., 2012).

A felszínborítás megváltozásával a talajok antropogén átalakulása megy végbe, amely magával vonja a talajok állapotának megváltozását (*Bouma et. al.*, 1998). A társadalom talajokra gyakorolt hatásait (*Dudal et al.*, 2002), valamint (*Dazzi & Lo Papa*, 2015) az alábbiakban foglalják össze:

1. a talajtípus (referencia csoport, osztály stb. egyéb taxonómiai egység) antropogén okok miatt történő megváltozása,
2. diagnosztikai talajszintek antropogén megváltozása,
3. új, antropogén talajképző kőzet (a felhagyott meddőhányók (*Czifra & Novák*, 2011), amelyek szemléletesen példázzák az antropogén talajképző „kőzetet” az antropogén felszínforma-változást követően zajló humusz felhalmozódási folyamatokat),
4. mélyreható antropogén talajbolygatás,
5. felszínformák antropogén megváltozása,
6. a feltalaj megváltozása antropogén folyamatok következtében,
7. talaj tervszerű létrehozása, helyreállítása.

A talajokban felismerhető antropogén hatások értékelése referencia hiányában gyakran nem, vagy csak feltételesen kvantifikálható, mivel az rendkívül sokféle, eltérő jellegű hatásban nyilvánul meg, ezáltal a hatás erőssége nehezen vethető össze objektív módon a különböző taxonokba tartozó talajokban. Az értékelést tovább nehezíti, hogy számos talajosztályozási rendszer nem, vagy nem elég hangsúlyosan foglalkozik a talajok antropogén jellemzőivel (*Balla*, 2021). Ez nem csak az osztályozásban, hanem néha már az adatgyűjtésben, illetve a mintavételi helyszínek kijelölésénél is problémát jelenthet (*Novák & Incze*, 2018).

Az elmúlt két évszázadban a mezőgazdasági tevékenység kimerítette a művelt talajok szervesanyag tartalmát (*Várallyay*, 2001). Minden olyan változás azonban, amely érinti a talaj szén forgalmát is, hatással van a globális szén-ciklusra is (*Botos et. al.*, 2019). Az eddig kutatási eredmények alapján várhatóan a művelés alól kivont területeken növekszik a talaj szerves anyag tartalma (*McClachlan et. al.*, 2006), azonban a növekedés mértékét fontos számszerűsíteni és megvizsgálni azt, hogy milyen potenciállal rendelkeznek szénmegkötés szempontjából a felhagyott,

regenerálódó (Botos et. al, 2019), korábbi szántóföldi talajok. Továbbá fontos ismernünk annak tényét is, hogy mennyi ideig tart a gyepterületek helyreállítása a korábbi mezőgazdasági területeken, ennek pontos megállapítása azonban még további kutatásokat igényel (Tóth et. al, 2020). Számos talajtulajdonság is hatással van azokra a folyamatokra, amelyek a talaj szénmegkötését, szerkezetének regenerálódását irányítják (Deák et. al., 2008). Az intenzív földművelés hatására létrejövő leromlott talajszerkezet, csökkent szénkészlet, a tápanyagpótlás műtrágyázáson alapuló gyakorlata ugyanis korlátozza a felhagyást követően a növényzet sokszínűségét és a talajállapot regenerálódását (Deák et. al, 2021). A gyepterületeken a fajok hosszú együttélését többek között az alacsony tápanyagtartalom tartalom biztosítja, amely a művelés megszűnését követően az első évben még nem jellemző a talajokra (Richard et al. 2002). A szántóföldi hasznosítás felhagyását követően megszűnő tápanyagbőség azonban viszonylag hamar felhasználódik, és a későbbiekben a tápanyagot a helyben keletkező biomassza lebomlásának kellene fedezni (Novák et. al, 2017). Abban az esetben azonban, ha a tápanyaghiány a mikrobiális folyamatokat is korlátozza, akkor ez a folyamat lassulását eredményezi (Gyuris et. al., 2019).

A mezőgazdasági művelés alól kivont területeken a talaj szervesanyag tartalma, tápanyagtartalma és szerkezete tehát jelentős változásokon megy keresztül. A talaj C- és N-tartaléka a felhagyást követő első néhány évtizedben növekszik, a növekedés mértéke azonban függ a hely specifikus feltételeitől is: társulás, éghajlat, talaj adottságok (Philip et. al., 2004.).

2.2. A kunhalmok definíciója és eredete

A kunhalmok kiemelt jelentőségűek, az Alföld tájképi színező elemei, a környezet síkjából kúpszerűen kiemelkedő, elszigetelten álló kerekded formájú dombok. Átmérőjük 30-80 m, magasságuk különböző, de egy sem haladja meg a 11 métert (Ecsedy, 1979). Jelentős részük réz- és kora bronzkori temetkezéseket, szarmata, germán és honfoglalás kori temetőket foglal magába (Tóth&Tóth, 2003).

A legtöbb becslés szerint a kunhalmok megjelenése Kr. e. 2000 körülre tehető, eredetük pedig a kelet-európai síkságról nyugat felé tartó állattartó lovas népekhez köthető (Molnár, 2004). Egykori számuk a Kárpát-medencében az Alföld területén elérte a 40 ezret, napjainkban azonban már csak alig 2 ezer maradt belőlük (Tóth et al., 2012). Az egyre intenzívebb szántóföldi növénytermesztés hatására a kiváló minőségű mezősegi (csernozjom) talajú területeket feltörték, ezzel a halmok botanikai (Kispál, 2014), tájképi és talajtani értéke jelentősen csökkent (Gojda&Hejan, 2012).

Elsősorban tájképi, tájtörténeti, geomorfológiai, régészeti, biogeográfiai értéként fontosak (Bede, 2014). Ezek mellett azonban néhány halom esetében kiemelhető az adott halomhoz fűződő történelmi esemény, legenda, hiedelem, irodalmi emlék, művészeti,- és egyéb néprajzi kuriózum is (Botos et al., 2015). Kulturális hagyatékaik vannak egészen az őskortól napjainkig: ezek tanúskodnak a tájhoz fűződő kapcsolatáról, életmódról (Zelenyánszki, 1989).

Hazánkban a különböző típusú és korú prehisztorikus halmok összefoglaló neve a kunhalom (Tóth, 2004), habár ez az elnevezés azt sugallja, hogy a halmokat kizárólag a kun népcsoport építette, ezzel szemben jelentős részük réz- és kora bronzkori temetkezéseket, szarmata, germán és honfoglaláskori temetőket foglal magába, amelyek őrzik az ott megtelepülő ember kulturális hagyatékát (Rákóczi, 2018).

Az öskörnyezeti kutatás a halmok esetében a Test-halom geoarcheológiai vizsgálatával vette kezdetét (Sümegei et al., 1998), majd a későbbiekben Tóth Csaba geomorfológiai és rétegtani vizsgálatokat végzett a Büte-halmon (Tóth, 1999). Ezt követően a halmok által eltemetett fosszilis talajok és az anyagkitermelő helyek üledékei kerültek a figyelem középpontjába. Az eltemetett talajok talajmorfológiai, talajkémiai, malakológiai és fitolit elemzésével, valamint radiokarbon kormeghatározással három kurgán, a Csipő- (Joó et al., 2004), a Lyukas- és a Bán-halom ősi környezetének rekonstrukciója és a halmok építési körülményeinek tisztázása is lehetővé vált (Barczi et al., 2006; Barczi&Joó, 2009; Molnár et al.,

2004). A következő években széles körű felmérő vizsgálatot végzett (*Bede, 2014*), talajtani vizsgálatokat pedig (*Pető, 2010*).

2.3. A kunhalmok megépítése és talajtani viszonyai

A halmok talajtani szempontból is antropogén objektumnak tekinthetők, többszörösen talajosodtak, ezáltal a talajukban kimutatható szervesanyag tartalom is sokféle forrásból származhat (*Bede, 2014*). Az eredeti, korabeli talajfelszín és talajtípus felett, a szomszédos területek többnyire mezőségi (csernozjom) talajainak feltalajából halmozták fel őket (*Klein, 2012*). A felhalmozás által eltemetődött, illetve a halom, esetenként többszöri felmagasítás során felhalmozott anyagának részletes vizsgálata gyarapíthatja a holocén környezeti változásokra vonatkozó ismereteinket (*Barczi, 2009*). A talajtani elemzések és vizsgálatok nemcsak a halom keletkezésének körülményeire, hanem a szűkebb területének öskörnyezetére is választ adhatnak (*Pető, 2006*).

A halmok létrehozásakor az ember szándékán kívül konzerválta az akkori tájat létrehozó tájalkotó tényezőket és az ősi hatásokat. A konzerválás közege maga a talaj volt. A konzerválódott talaj magában hordozza a Föld, az élővilág, az emberiség történelmének emlékeit, amelyek feltárásával pedig felvilágosítást kaphatunk a múltbéli állapotokról (*Pető&Bucsi, 2008*).

A halmokat erek, völgyek, vízfolyások, tavak, vízállások közelében, vagy ezek partjain hordták össze, mindig vízmentes területen. A vizsgálatban szereplő, alföldi területeken elhelyezkedő halmok esetében figyelembe kell vennünk, hogy az Alföld felszínére a pleisztocénben nagy vastagságban lösz települt és rakódott le, amely több helyen a felszínen van, máshol pedig a homok lepte el (*Mezősi, 2011*). A rendelkezésre álló szakirodalmi adatok és leírások alapján ugyanis a halmok jelentős részét egyszerre, a közvetlen környezetükben lévő termékeny földből hordták össze (*Gennadijev&Ivanov, 1989*), ennek következtében pedig felszínre került a halmot körülvevő alapkőzet, ahol az elmúlt évezredek alatt megindulhatott egy új talajképződés (*Barczi&Joó, 2000*). Az eltemetett, konzerválódott talaj azonban

őrizheti azokat a talajképződési jegyeket is (Tóth *et. al.*, 2022), amelyek a halom keletkezésekor voltak jellemzőek, a tágabb környezet talaja viszont az azóta végbement és napjainkban is zajló folyamatok bélyegeit viseli magán (Alexandrovskiy, 1996). A halomtesttől messzebben fekvő területeken a talajképződési folyamatok megszakítás nélkül zajlottak le, ugyanis ezeket a területeket a halom építés során kevésbé, vagy egyáltalán nem is bolygatták meg (Barczy&Joó, 2003).

Mivel a halmok megépítéséhez a földanyagot tehát a környező talaj legfelső rétegének elhordása révén nyerték, a halomtest egésze a vizsgálatban szereplő hortobágyi halmok esetében azokon a területeken, ahol az alapkőzet lösz, vagy lösszel kevert egyéb üledékes kőzet, a halmok löszön képződött talajokból épültek fel (Katona, 2010). A löszön a mi klimatikus viszonyaink között fekete csernozjom talaj képződik. A múlt századi folyószabályozások következtében az Alföldünkön nagy kiterjedésű, másodlagos szikesedett területek alakultak ki. Az itt található halmok nagy része azonban nem szikesedett el, hanem a mai napig csernozjom feltalajt mutatnak. A Hortobágyon több ilyen „csernozjom-sziget” is található (Márta *et. al.*, 2019). A hortobágyi szikesek kialakulása az árvizek só kiöblő hatásának megszűnésének köszönhető, továbbá a túl nagy mennyiségben kijuttatott öntözővíz megemelte a talajvíz szintjét, amely a talaj mélyebb rétegeiben lévő sókat is a felszín közelébe emelte. Itt a talajszelvény vízgazdálkodását a talajvíz nem befolyásolhatta lényegesen, mert nem emelkedett magasra. A talajszelvény vízforgalmát a csapadék és a párolgási viszonyok szabták meg, ezért ezeken a részeken csernozjom talajok alakultak ki (Kiss, 1998). Az eddigi ismeretek szerint a Hortobágy területén elhelyezkedő, vizsgált kunhalmok közvetlen környezetében réti csernozjom talajok fordulnak elő (Kátai&Novák, 2010).

Több kutatás is kimutatta, hogy a halmokon összességében a száraz füves pusztákra jellemző mezőségi talajképződési folyamatok dominálnak. Ezen adatok alapján legtöbb esetben következtetni lehet arra, hogy a kultúrréteg tulajdonságai nem sokban térnek el a halom építésekor jellemző talajtani adottságoktól (Barczy&Joó, 2003). Ezeknek a feltételezéseknek a megerősítéséhez azonban még

több időbeli ismétléssel végzett vizsgálat szükséges. A folyamatos talajtani vizsgálatokkal ugyanis információkat kaphatunk a létrehozásuk óta eltelt idő alatt lezajlott talajképződési folyamatokról és azok környezetéről, valamint az eltemetett talajszintek tulajdonságairól (*Barczy et. al.*, 2003).

Azoknak a halmoknak a felszíne, amelyek mezőgazdasági térben - egy szántóföldi terület közepén - helyezkednek el, legtöbb esetben erősen roncsolt. A nyers talajfelszín jól kirajzolja a halom palástján megvalósult eróziót. A halom mezőgazdasági szempontból (is) értékes mezőségi talajtakaróval fedett, amelyet intenzív szántóföldi növénytermesztéssel hasznosítottak a törvényi védettség előtt (*Barczy et. al.*, 2004). Ilyen esetekben a halom tetejét jelölő magassági pont környezetében már a talajtakaró alapkőzete, a sárgás barna színű lösz bukkan ki a felszínre, a halomtest alatt pedig többméteres vastagságban halmozódik fel a halomról lemosódó humuszos talajanyag (*Pető&Barczy*, 2020).

A kunhalmok számát tehát főként a szándékos vagy tudatlan élőhely átalakítások, a szántóföldi művelés kiterjedése drasztikusan lecsökkentette (*Sümegei*, 2020), a megmaradtak pedig fokozott veszélyeknek vannak kitéve (*Balogh&Novák*, 2020). Felszínüket döntően ténylegesen a klasszikus, de helyenként emberi hatásokkal terhelt löszsztyepp borítja. A halomtestek fennmaradására ható legkárosabb folyamat a mezőgazdasági tevékenységek által okozott bolygatás - szántás, elhordás (*Tóth et. al.*, 2016) volt. Sok esetben nem álltak meg a szántással a kunhalmok lábánál, művelés alá vonták az egész halom testet, egészen a magassági jegyig (*Rásó*, 2012). A rendszeres szántással azonban nemcsak az értékes kultúrréteg sérült (*Botos et. al.*, 2019), hanem évről-évre csökkent a halmok magassága is, így egyre jobban belesimultak környezetükbe. Egyes halmok esetében csak az egyik fele került szántóföldi művelés alá, ebben az esetben a halomtest asszimetriája figyelhető meg (*Tóth*, 1999).

A rendelkezésre álló szakirodalmi adatok alapján illetve a bolygatás megszűnésével is feltételezhető, hogy kedvező talajtani folyamatok indulhatnak el a halomfelszíneken (*Tóth et al.*, 2014).

2.4.Fásítások és erdőtelepítések története

Az 1920-as évektől kezdődően az erdőtelepítési célkitűzések lényegesen nagyobbá váltak, hazánk kedvezőtlen erdősültségi állapota ugyanis ekkorra már rendkívül súlyossá vált, az erdők területe pedig számottevően lecsökkent. 1923-ban meghirdették az Alföldfásítási Programot, amelynek fő célja a fahiány enyhítése volt, de emellett kitűzött célként szerepelt például a futóhomok megkötése is, amely a legtöbb vidéken gazdasági károkat okozott (Lett, 2021). Az 1950-es évektől kezdődően az újabb erdőtelepítési programban 1990-ig közel 600 ezer ha erdőt telepítettek, ezzel megvalósult a magyar erdészet történetének legnagyobb erdőtelepítési, erdőterület növelő programja. Ezek az erdőtelepítési munkálatok kiemelt szerepet játszottak a szántóföldi területek arányának jelentős csökkenésében is (Keresztesi, 1985). A telepítések ugyanis főként a mezőgazdaságilag leggyengébb termőhelyeken valósultak meg, gyorsan növény fajok (sok esetben pionír – F) alkalmazásával. Az erdőtelepítések gyors ütemben történő megvalósulását ebben az időszakban elősegítette az *1040/1954. évi kormányhatározat*, amely az erdőgazdaság fejlesztéséről szólt és hatásköre kiterjedt a 20. század második felének egész erdőgazdálkodására. Ez a határozat a mezőgazdasági művelésre alkalmatlan homokterületek (vázhomok, nehezen megművelhető buckás területek) fásítására kötelezte az erdőgazdaságokat. A mezőgazdasági művelésre alkalmas területekre művelési kötelezettség vonatkozott, a művelési ág változtatását azonban nagyban megakadályozták a földvédelmi jogszabályok is. A területeken főként akácot, fekete és erdei fenyőt ültettek, és próbálkoztak nemesnyár telepítésével is (Ladányi, 2011).

Az erdőtelepítési adatok az 1976-1990 közötti időszakra már azt jelzik, hogy az akácok telepítése több mint kétszeresére nőtt, továbbá jelentősen megnőtt a nemesnyárral fásított területek aránya is. 1991-től kezdődően a rendszerváltással együtt járó földtulajdon rendezés elhúzódása következtében az erdőtelepítési igények nem érték el a várt volument, a tervek alatt maradtak. A növelés lehetőségeit ennek következtében az erdőgazdálkodási ágazat, illetve a magángazdálkodók intenzíven keresték. Így ebben az időszakban a szántóföldi

területek beerdősítésére már jelentős mértékben sor került, ezzel pedig előtérbe kerültek a mezőgazdasági termelésből kivont határ termőhelyek erdővel történő hasznosítási lehetőségei (Lett, 2021). Egyre nagyobb volt az érdeklődés a termőföldek erdősítéssel történő hasznosítása iránt a gazdálkodók köreiből. Az új fásítások jellemzően szántóterületekre és gyepterületekre (főként parlagokra) estek (Dóka, 2011).

Figyelembe kell vennünk, hogy a Natura 2000 területek esetében a természetvédelem szemszögéből alapvetően kedvező konverziós irányok voltak meghatározók. Mind a védett, mind a Natura 2000 területeken jelentősen csökkent a szántóterületek nagysága, amelyek a CORINE adatai szerint elsősorban legelővé, természetközeli gyepé és erdővé alakultak át (Kovács *et. al.*, 2021).

2004-ben az Európai Unióhoz történő csatlakozásunkat követően új lendületet nyert a mezőgazdasági műveléssel eredményesen nem hasznosítható földterületek erdőtelepítése azáltal, hogy az Európai Unió társfinanszírozóként bekapcsolódott az erdőtelepítések kiviteli támogatásába. A jelentős támogatásokkal és szakmai munkával az ország erdősültségét sikerült közel 20 %-ra növelni. Az ország erdősültsége folyamatosan javul, nemzetközi összehasonlításban azonban még mindig alacsonynak mondható.

2.5. Fásítások és erdőtelepítések célja és jelentősége

A mezőgazdasági területek erdősítése célja főként a mezőgazdasági szerkezetátalakítás elősegítése, az erdőterület mennyiségi növelése, minőségi javítása és közérdekű védelmi funkciójának fejlesztése volt (Mohácsy, 2003). Minden erdősítés előtt figyelembe kell venni a gazdasági előfeltételeket is, illetve hogy egy adott fásítási tevékenység milyen mértékben képes hatni a környező területek életkörülményeire (Mátyás, 2000). A megváltozott hasznosítás ugyanis jelentős hatást gyakorol a talajok szénforgalmára, fizikai-kémiai tulajdonságaira és az egyes tápanyag-gazdálkodási értékekre vonatkozóan. Az újabb erdőtelepítéseknek ugyanis amellettt hogy több hasznot hozó faanyagot kell

termelniük, egyéb ökológiai igényeknek is meg kell felelniük (*Sódor&Temesi, 2001*). Oly módon kell növelni a természetszerű erdők arányát, hogy egy stabil erdei ökoszisztéma jöjjön létre (*Rahman et. al., 2017.*).

Az ökoszisztémák közül az erdők a legfontosabb széntárolók, hatalmas kiterjedésük miatt kiemelt jelentőségűek a globális szénkörforgalom alakulásában is. Kedvezőek a terület talajviszonyainak alakulására is, hiszen a fák gyökerei javítják a talaj szerkezetét, növelik a szervesanyag-tartalmát és nem utolsósorban megkötik a klímaváltozást felgyorsító CO₂-t a levegőből (*Bércecs et. al., 2022*). A mezőgazdasági területek fásítása mindezek mellett hozzájárul a talajminőség és vízgazdálkodás javításához, valamint a biodiverzitás növeléséhez is (*Szerb et al., 2019*). Arról azonban, hogy a talajban tárolt szén mennyisége hogyan változik egy-egy antropogén tevékenység hatására, (adott esetben gyepterület beerdősítésére) rendkívül kevés adat áll rendelkezésünkre. Az eddigi vizsgálatok eredményei alapján azonban elmondható, hogy nagyobb mennyiségű szén található az erdők talajában az avartakaró és az alatta felhalmozódó humusz miatt (*Kendra et. al., 2006*). Feltételezhető ennek alapján, hogy az erdőtelepítések már rövidebb periódus alatt (5-20 év) is megnövelik a talajban tárolt szén mennyiségét (*Bidló et. al., 2014*).

A fásításokat célszerű az erősen fragmentálódott erdők közelében megvalósítani, hiszen ezzel a táj mintázata is javítható, továbbá ezáltal a szegélyhatást kevésbé toleráló fajok is kedvezőbb életteret nyernek (*Németh et. al., 2020*). A talajok termékenységének javítása érdekében és a talajerózió megelőzésére a szakemberek szerint érdemes a gyors növésű fafajok ültetése -mint például az akácfajták, a fűzfélék, nyírfélék vagy a juharfa egyes típusai. Ezek a fajták ugyanis gyorsan meggyökeresednek ezzel pedig rögzítik a talajt. Napjainkban már megfigyelhetőek erre vonatkozóan pozitív tendenciák.

2010 után a művelési ágak változásainak vizsgálati eredményei alapján megállapítható, hogy ebben az időszakban a mezőgazdasági művelés alatt álló területek aránya csökkent a legerőteljesebben. A művelési ágak változásait illetően a gyepterületek aránya is mérséklődött, az erdősisítés pedig egyre nagyobb teret hódított. Hajdú-Bihar megyét illetően az erdősisítés növekedésének mértéke 2%

alatt maradt, köszönhetően a mezőgazdasági művelésre alkalmas jó minőségű szántókban való bővelkedésnek.

A mezőgazdasági területek alternatív hasznosításának tárháza szinte végtelen, azonban a fásítás mindegyik közül a leggyakrabban előtérbe kerülő gyakorlat. Ennek egyik oka, hogy a fásítás önállóan is egy alternatív, illetve kiegészítő területhasznosítási lehetőséget jelent a gazdálkodó számára, a másik kézenfekvő ok pedig a többfunkciós használatra szánt, fás szárú növényekkel kombinált mezőgazdasági terület kialakítása (*Bérces et. al.*, 2022). A gyepterületek fásítása elsősorban a művelésre kevésbé alkalmas vagy rossz termőképességű területeken jellemző. Ezekben a területeken cél az erdők gazdasági szerepének fokozása, a vidéki térségek táji értékeinek fenntartása, illetve a természetes erőforrások növelése. Az agrár-erdészeti rendszerek lehetőséget teremtenek a mozaikos tájszerkezet kialakítására is.

2.6.Fásítások és erdőtelepítések talajtani viszonyai

A fásítások természetátalakító hatása a talajok esetében leginkább a talaj kémhatásának változásában (lúgosabb, kevésbé savanyú kémhatás), továbbá a humusztartalom és nitrát-tartalom emelkedésében nyilvánul meg. A fásításokkal - a rendelkezésre álló rendkívül kevés szakirodalmi leírások alapján - tápanyagban gazdagabb talaj érhető el, illetve megfigyelhető a talaj fizikai szerkezetének javulása is (*Botos et. al.*, 2019). Ezáltal megnövelhető a talaj termőképességének minősége és a termőréteg mélysége is. Hosszú távon feltehetően ezt eredményezi, hogy javul az érintett talaj vízgazdálkodása is, amely a talajbiológiai folyamatok feltételeinek kedvezőbbé válását és a mikroorganizmusok hasznos tevékenységének fokozódását vonja maga után. Az erdőtelepítés vagy kisebb fásítás már hat a környezet biotikus (élő) elemeire, ezáltal pedig fokozódik a növényi produkció is.

A vizsgálatomban akácos illetve nemes-nyaras állományú telepített erdők szerepelnek, ezért ezen fafajták talajtani jellemzőit külön-külön röviden összefoglaltam.

2.6.1. Akácok erdők talaja

Az akácok ültetését és telepítését elsősorban a homokos talajok megkötésének céljából kezdték meg. Természetvédelmi szempontból nem tekinthetők erdőnek, telepített állományai leginkább ültetvényekhez hasonlítható. Az akác állomány telepítésével a termőhely is átalakul (*Demeter et. al.*, 2015): a gyökerein élő ún. Rhizobium baktériumok nitrogént termelnek, ami feldúsul a talajban, továbbá az avarja szintén sok nitrogént tartalmaz. Az akác a mésztartalmú, semlegeshez közeli kémhatású talajokat kedveli.

2.6.2. Nemes-nyaras erdők talaja

A nemes-nyaras erdők számára a legjobb adottságokat az öntéstalajok adják, amelyek kielégítik jelentős víz- és tápanyagigényüket. A hibrid nyárfajták számára nélkülözhetetlen a megfelelő vízellátottságú, jó szellőzőtségű és kellő mennyiségű tápanyaggal ellátott talaj. A nyárok vízigényes fajok (*Szabó*, 2019), amelyek a rövidebb-hosszabb ideig tartó elöntést jól bírják ugyan, azonban soha nem találhatóak meg iszapos mocsaras vidékeken, mert meglehetősen érzékenyek a talaj levegőzöttségére is. A termesztett nyárok (tekintve, hogy igen intenzív növekedésű fajtacsoportról van szó) a tápanyagok nagy fogyasztói közé tartoznak, ezért termesztésük esetén nem lehet eléggé hangsúlyozni a megfelelő tápanyag mennyiséggel ellátott talaj fontosságát.

3. Anyag és Módszer

3.1. A mintaterületeket befoglaló kistájak felszínborítási és talajtani jellemzői

A talajvizsgálatok céljából kiválasztott területek közös jellemzője, hogy viszonylag kis kiterjedésűek (*ha* méret, átlag, szórás), de különböző kistájakon, eltérő talajtani és felszínborítási viszonyok között helyezkednek el, amelyeket az alábbiak szerint foglaltam össze.

3.1.1. Hortobágy

Felszínborítást tekintve szinte egységesen gyephasználattal (%) borított, alacsony ártéri helyzetben lévő kistáj. Jellemzőek a réti szolonyec és a sztyeppesedő réti szolonyec talajok (*Novák, 2010*), valamint a magasabb térszíneken a mélyben sós, szolonyeces réti csernozjom talajok (*Tóth, 2003*). A vizsgált kunhalmokra inkább a kiemelkedő térszínnek kevésbé szikes talajtípusai jellemzőek (*Csorba, 2021*).

3.1.2. Dél-Hajdúság, Hajdúhát, Lőszös-Nyírség, Tiszafüred-Kunhegyesi-sík

Enyhén hullámos vagy sík lőszös síkságok, lőszös, altalajukban homokos hátakkal. Felszínborításukat a nagyparcellás szántóföldek mozaikja határozza meg (*Vadász, 2009*). Talajuk döntően réti csernozjom (*Novák, 2005*), amely mélyebb fekvésben szikesedik, magasabb fekvésben alföldi mészlepedékes csernozjom (*Szilassi, 2017*). Területükön csupán 10%-nál kisebb arányban lelhető fel az eredeti növényzet (*Csorba, 2021*). Az 1990-2018 közötti felszínborítás változási időszakban területükön gyengült az antropogén hatás, csökkent a mezőgazdasági területek aránya, azonban még így is a szántóföldi művelés a domináns (*Csorba, 2021*).

A korábbiakban megfogalmazott, fásításokkal kapcsolatos vizsgálatok nyírségi mintaterületeken történtek és ezek a telepített erdők fajösszetételüket tekintve akácosok (kultúrerdők) illetve nemes-nyaras erdők, amelyek a táj mélyebb fekvésű, réti csernozjom, kilúgzott csernozjom talajú részletein jellemzőek. A viszonylag jó minőségű talajokon létesített fásítások indoka hogy ezen kistájaknak csupán 0,2-2%-án található erdő, így ezek az ország legkevésbé erdősült kistájai (*Botos et. al., 2017*) közé tartoznak.

3.1.3. Dél-Nyírség, Közép-Nyírség

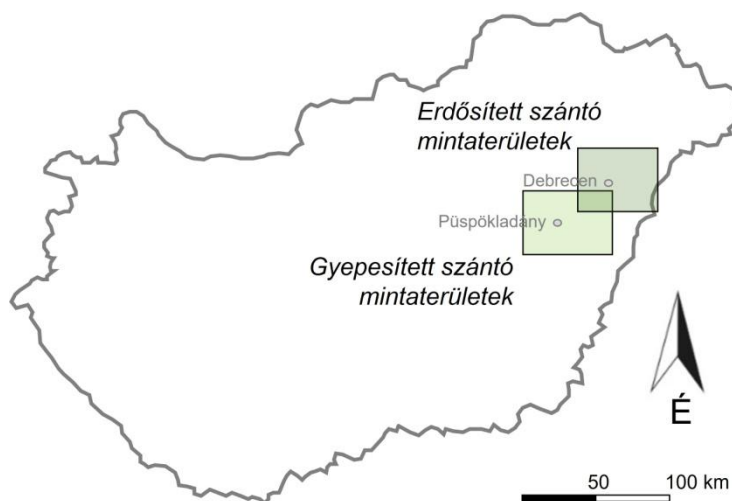
Korábbi, szakirodalmakból olvasható adatok alapján elmondható, hogy már a XVIII. század közepétől az 1944-ig terjedő időszakban is a legtöbb erdő mind területileg, mind százalékos értéket tekintve a Dél-Nyírségben volt, ahol az erdőborítottság mértéke már a XIX. század közepén elérte a 22%-ot (*Négyesi, 2018*). A *Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa (MÉTA)* adatai alapján napjainkban is a Dél-Nyírség alföldi viszonylatban magas erdősültségű (41%) mutatóval rendelkezik, hullámos felszínű, homokbuckás kistájak jellemzik (növényzeti fajszám: 800-1000), az erdők pedig javarészt tájidegen ültetvények (főleg akácosok). Az erdőségeket mezőgazdasági területek mozaikolják, megfigyelhető a jellegzetes "nyírségi" tájszerkezet.

A savanyú homok által meghatározott alapkőzeten futóhomok, humuszos homok, illetve réti talajok jellemzőek (*Lóki et. al, 2012*). A gyenge termőképességű, szélérózióra hajlamos szántók befásítása a tájon elterjedt jelenség. Az 1990-2018 közötti felszínborítás változási időszakban mérsékelten gyengült az antropogén terhelés (*Csorba, 2021*). Az ősi növényzetet az erdők mellett a buckaközi lápok és a homoki gyepek őrzik.

3.2. A mintaterületek bemutatása

A csökkenő intenzitású tájhasználat talajokra gyakorolt hatásainak vizsgálatához olyan mintaterületeket választottam, ahol igazolhatóan ilyen jellegű felszínváltozás zajlott az elmúlt évtizedekben. A kunhalmok kiválasztásánál segítségemre voltak a természetvédelmi szakemberek, továbbá témavezetőm és Tóth Csaba kunhalom szakértő, aki korábban már foglalkozott a kunhalmok vizsgálatával. A fásított területek leválogatásához pedig a CORINE adatbázist használtam fel, amelynek segítségével leginkább szántó – gyep, illetve szántó – erdő konverziókat lehetett azonosítani.

Az alföldi területeken jellemzően előforduló, csökkenő tájhasználati intenzitást mutató tájváltozások talajtani hatásait így a korábbi fejezetekben is taglalt, két különböző léptékű és jellegű, ugyanakkor térben közeli példán keresztül volt lehetőségem vizsgálni (1. ábra).



1. ábra: A szántó-gyep, illetve a szántó-erdő típusú felszínborítás változások vizsgálatára kiválasztott helyszínek elhelyezkedése

3.2.1. A kiválasztott halom mintaterületek leválogatása és jellemzői

A kunhalmok esetében kézenfekvőnek tűnt a rendeleti úton (50/2008. (IV. 24.) FVM kormányrendelet alapján) művelésből kivont és gyeppé alakított, korábban szántott területű halmok vizsgálata, amelyek esetében a változások követésének természetvédelmi jelentősége is van (Deák et. al, 2020).

A vizsgálatokban szereplő halmok a Hortobágy kistáj déli részén, illetve a szomszédos Dél-Hajdúság és Tiszafüred-Kunhegyesi-sík kistájak területein helyezkednek el. A területek tájtörténete különböző, a felhagyást megelőző időszak is eltérő. A szikes pusztai, illetve részben szántóföldi környezetben elhelyezkedő halmok közelében nagy laposok (Salamon~, Kárnyás~ stb.) és erek (Kerülő~, Tárkány~ stb.) területén fordulnak elő kiterjedtebb természetközeli gyepek. A halmok többsége azonban az állandó vízállású elhagyott medrek, vagy időnként kiszáradó laposok partján, egykori folyóhátak kiemelkedésein áll (Barcsay, 2008).

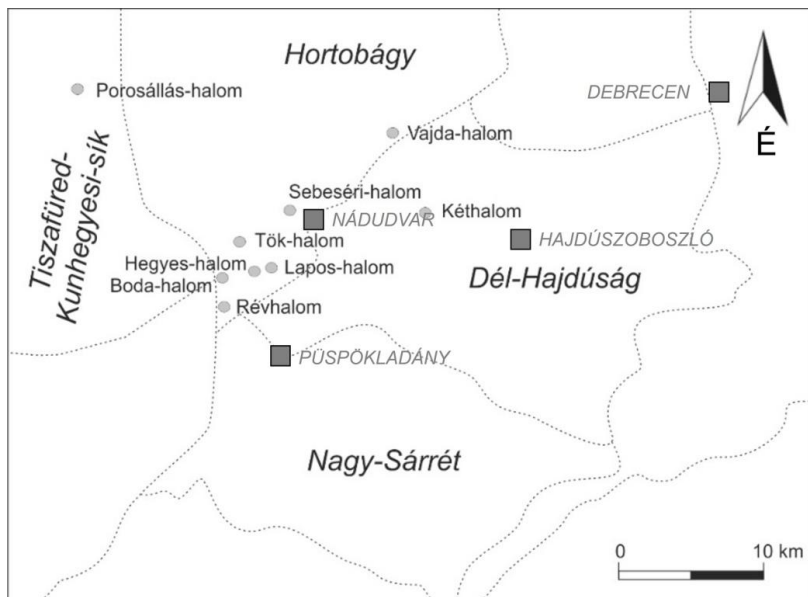
Talajukat jellemzően a környező területek feltalajából hordhatták össze (Botos et. al, 2019), amire a rendkívül mély humuszos réteg utal (M. Nepper et al., 1981).

A vizsgált területek Hajdú-Bihar vármegyében, az Ágota-pusztán találhatóak, amely a Hortobágyi Nemzeti Park legdélebbi területe. A közel 5 ezer ha-os pusztaegység Püspökladány ÉNy-i határrészénél fekszik. Határai északon és nyugaton a Hortobágy folyó, keleten a Makkodi-csatorna, délen pedig vasút és a 4-es számú főút. Az alföldi tájkép egyhangúságát ezek az 5-10 m magas, emberi kéz alkotta kunhalmok törik meg. Az Ágota puszta jellegzetes kunhalmjai, amelyek a mezőgazdasági tevékenységek áldozatává estek: a Lapos-halom, a Hegyes-halom, a Kék-halom, a Boda-halom, a Rév-halom, a Mérges-halom és az Ágota-halom (Barcsay, 2008).

Az Ágota-puszta felszínborítás változása az elmúlt két évtizedben jelentős változásokat mutat a rendelkezésre álló iratok és térképek alapján. A terület északi részein a szántóföldi művelés csak a 19. század végén jelent meg, a vízrendezéseket követően. Ezt megelőzően vízjárta marhalegelők jellemezték. A vízrendezések hatására azonban a Kösely egykori folyómedre kiszáradt (Novák, 2005).

Az Ágota-pusztai területének egy ötöde szántó, közel 400 ha-on pedig szikkísérleti erdők találhatóak. A telep mai elnevezése: Erdészeti Tudományos Intézet Tiszántúli Kísérleti Állomás (*Führer*, 1995), ahol a kutatások korábban a kötött talajú tájak erdészeti kérdéseire irányultak, az 1970-es évektől kezdve pedig a nyárfatermesztés és a nemesített akácfaültetvények elterjesztésével is foglalkoznak. A kísérleti terület központjában 1954-1962 között létrehozták a püspökladányi arborétumot. Az arborétumban erdészeti megfigyelések és kísérletek is folynak.

A vizsgálataim első részében az egykoron felszántott, majd művelésből kivont, illetve ezt követően tervszerűen gyepesített, vagy spontán gyepesedő kunhalmok vizsgálatával foglalkoztam. A kutatásba bevont kunhalmok kiválasztását elsősorban a dokumentáltság, megközelíthetőség és az egymástól való távolságuk befolyásolta. A vizsgálatba három (a fentiekben bemutatottak közül) szomszédos kistáj területéről összesen kilenc tiszántúli kunhalmot választottam ki, amelyeken a szántóföldi művelést 2011-2012 folyamán hagyták fel. A halmok között szerepel két állandó gyepborítással rendelkező halom is kontrollként, illetve két olyan halom, amelyek felszínén a rehabilitációt megelőzően akácos faállomány állt. A halmok elhelyezkedését a 2. ábra mutatja be, fontosabb adataikat pedig az 1. táblázat foglalja össze.



2. ábra: A vizgálatban szereplő kunhalmok földrajzi elhelyezkedése

1. táblázat: A vizgált halmok összefoglaló táblázata

(Forrás: Tóth&Tóth, 2003)

Halom neve	Település	Felszínborítás változás típusa	Földrajzi koordináták (é.sz.;k.h.)	Abszolút magasság (t.sz. f. m)	Relatív magasság (m)
Boda-halom	Nádudvar	szántó→gyep	47°23' 29'' 21°03' 07''	91,7	4,7
Hegyes-halom	Nádudvar	szántó→gyep	47°23' 42'' 21°05' 23''	94,0	4,8
Révhalom	Püspökladány	szántó→gyep	47°22' 03'' 21°03' 03''	90,1	3,0
Sebeséri-halom	Nádudvar	szántó→gyep	47°26' 46'' 21°08' 05''	92,6	3,5
Tök-halom	Nádudvar	szántó→gyep	47°25' 20'' 21°04' 29''	92,7	6,4
Porosállás-halom	Tiszafüred	akácós→gyep	47°33' 05'' 20°52' 49''	88,0	n.a becsült érték: 4,5-5
Vajda-halom	Nádudvar	akácós→gyep	47°30' 25'' 21°15' 39''	95,0	9,0
Két-halom	Hajdúszoboszló	gyep (kontroll)	47°26' 57'' 21°17' 59''	99,1	9,1
Lapos-halom	Nádudvar	gyep (kontroll)	47°23' 57'' 21°06' 39''	91,0	4,1

3.2.2. A fásított mintaterületek leválogatása és jellemzői

A vizsgálataim második részében gyenge minőségű szántóföldek beerdősítése szolgáltatott mintavételi helyszíneket. Erre, nyilvánvaló természetföldrajzi és talajtani okokból Debrecentől keletre, a Közép- és a Dél-Nyírség területén találtam példákat.

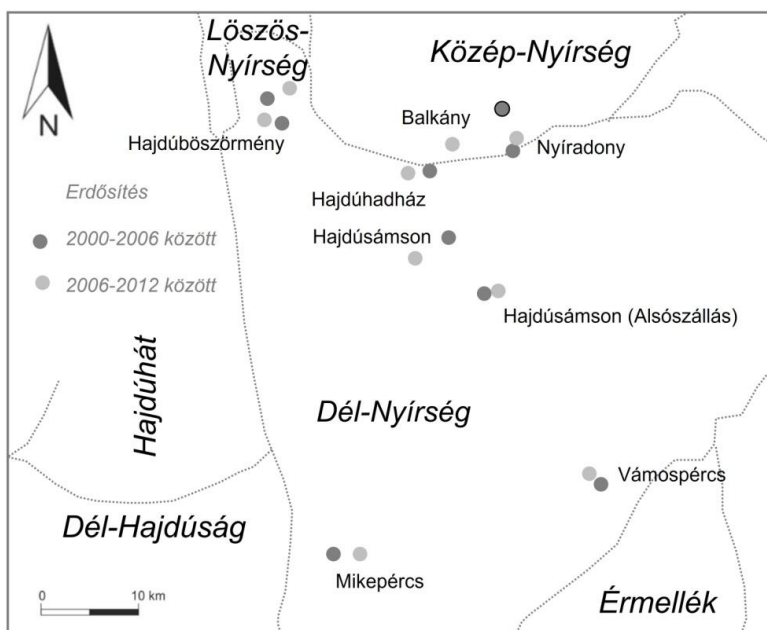
A befásított területek kiválasztásához a CORINE LCC (Coordination of Information on the Environment Land Cover Change) adatbázisra támaszkodtam, és olyan területeket válogattam le, amelyeken az elmúlt évtizedek során (a 2000 és a 2012 CORINE térképezés között) tartósan erdőre változott a terület felszínborítása, a korábbi szántó, vagy gyephasznosítást követően.

A CORINE LCC felszínborítási információk fontos elemét képezik a környezetgazdálkodási (*Büttner*, 1999) és természetvédelmi adatbázisoknak (*Bíró et. al.* 2010). A CORINE program egész Európára kiterjedő felszínborítási adatbázis, amelyet az Európai Bizottság XI. Főigazgatósága (ma DG Environment = Környezetvédelmi Főigazgatóság) indított 1985-ben azzal a céllal, hogy az EU tagállamokra vonatkozó környezeti adatok gyűjtését összehangolja (*Csorba et. al.*, 2018). Az Európai Bizottság 1993-ban kiadta a CLC100 (Corine Land Cover) módszertani útmutatóját (Technical Guide, Heymann, 1993). 1994-től a CORINE adatbázissal kapcsolatos tevékenységet (*Büttner et. al.*, 2000) az EEA (European Environment Agency) koordinálja (*Mari*, 2010).

A felszínborítás megváltozásának időpontja alapján két vizsgálati időszakot különítettem el: 2000-2006 és 2006-2012 között lezajlott felszínborítási változást. A leválogatott területek közül összesen 16 db, átlagosan 16,8 ha (min: 7,5 ha; max 31,0 ha) kiterjedésű mintaterületet választottam ki. A mintaterületek kiválasztásánál az volt az elsődleges szempont, hogy olyan területeket válogassak le, amelyeken a szántóföldi művelés (CORINE felszínborítási osztály: 2.1.1: Nem-öntözött szántóföldek) felhagyása után a felszínborítás az erdőtelepítésekre jellemzőre (CORINE felszínborítási osztály 3.2.4: Átmeneti erdős-cserjés területek) változott az

elmúlt közel 20 évben. Fontos megjegyezni, hogy az eltelt idő rövidege miatt, ezek nem erdőként jelennek meg meg a későbbi felszínborítási adatbázisokban sem.

A fásított parcellákon álló mintaterületek összesen 6 település területéhez tartoznak (3. ábra): Hajdúböszörmény, Hajdúsámson, Balkány, Mikepércs, Vámospércs és Nyíradony. A mintaterületek a Dél-Nyírség és a Közép-Nyírség kistájakon találhatóak (Dövényi, 2010), talajtani jellemzőik alapján azonban a Hajdúháthoz, a Lössös-Nyírséghez, illetve a Dél-Hajdúsághoz közel eső területek állnak közel (Borsy, 1961). Alapvető talajtani jellemzőik a homok textúra (apró szemű), az alacsony kémhatás és mésztartalom, és a homoktalajokra jellemző alacsony humusztartalom. A befásított 16 mintaterület mindegyikét korábban szántóföldként vagy gyepeként hasznosították, majd 2000-2012 között befásították. Átlagos kiterjedésük ~16,8 ha, a fontosabb adataikat a 2. táblázat mutatja be. A vizsgált erdőterületek összetétele javarészt jellemzően nyár, illetve akác fajok. Ezek a fajok kedvelik a homokos talajt és a nedves, alacsony kémhatású közeget, továbbá rendkívül gyors növekedésűek.



3. ábra: A vizsgálatban szereplő fásított mintaterületek földrajzi elhelyezkedése

2. táblázat: A vizsgált erdei területek összefoglaló táblázata (saját adatok alapján)

Település	Földrajzi koordináták (ész.;k.h.)	Kistáj neve	Telepített állomány típusa	Fásítás időszaka	Előző felszínborítás	Terület (ha)
Mikepércs	47°26' 39'' 21°40' 14''	Dél-Nyírség	nemes nyár	2006-2012	szántó	13,4
Mikepércs	47°42' 18'' 21°36' 00''		nemes nyár	2000-2006	gyep	12,3
Vámospércs	47°23' 19'' 21°53' 39''		nemes nyár	2006-2012	szántó	18,3
Vámospércs	47°26' 32'' 21°38' 59''		nemes nyár	2000-2006	szántó	12,9
Hajdúhadház (Fényestelep)	47°39' 33'' 21°44' 10''		nemes nyár	2000-2006	szántó	16,7
Hajdúhadház (Fényestelep)	47°39' 26'' 21°43' 11''		nemes nyár	2006-2012	gyep	21,5
Alsószállás (Hajdúsámson)	47°35' 25'' 21°47' 55''		akác	2000-2006	gyep	8,1
Alsószállás (Hajdúsámson)	47°40' 43'' 21°01' 45''		akác	2006-2012	szántó	7,4
Dombos (Hajdúsámson)	47°36' 30'' 21°43' 16''		akác	2006-2012	gyep	13,6
Oncsatelep (Hajdúsámson)	47°37' 17'' 21°45' 18''		akác	2000-2006	gyep	31,0 4
Hajdúböszörmény	47°41' 16'' 21°35' 12''		akác	2006-2012	szántó	15
Hajdúböszörmény	47°41' 12'' 21°35' 34''		akác	2000-2006	gyep	11,8
Hajdúböszörmény	47°42' 18'' 21°36' 00''		akác	2006-2012	gyep	8,4
Hajdúböszörmény	47°41' 55'' 21°35' 19''		akác	2000-2006	szántó	30,5
Nyíradony (Aradványpuszta)	47°40' 35'' 21°49' 08''	Közép-Nyírség	nemes nyár	2006-2012	szántó	10,4
Nyíradony (Aradványpuszta)	47°40' 29'' 21°48' 59''		nemes nyár	2000-2006	gyep	16,8
Balkány (Déssytanya)	47°40' 27'' 21°48' 24''		akác	2006-2012	gyep	27,7
Balkány (Déssytanya)	47°41' 33'' 21°48' 24''		akác	2000-2006	szántó	12,3

3.3. Adatgyűjtés és terepi adatfelvétel

3.3.1. Talajmintavétel a kunhalmokon

A halmok felszínéről és közvetlen környezetükről történő mintavételezés mind az öt vizsgálati évben (2014 és 2018 között), a Hortobágyi Természetvédelmi Kutatótábor keretein belül történt, összesen 3 napon keresztül. Minden nyáron a terepi mintavételt megelőzően körbejártuk és felmértük a vizsgált halmokat. A halmok esetében a táborozó diákokkal közösen rögzítettük a mintavételi helyek koordinátáit. Feljegyeztük még a felszínen és környezetben uralkodó növényzetet, a rehabilitációhoz kapcsolódó beavatkozásokat, illetve a halmok látható, korábbi sérüléseit, roncsolásait, továbbá megbeszéltük a halom területéhez kapcsolódó tájtörténetet. Mindezek mellett mindig meghatároztuk a terepi pH értékét és mésztartalom meghatározást is végeztünk a talajfelszíneken.

A kiválasztott halmok tájtörténeti háttérének jellemzésére és a területhasználati változások nyomon követésére, valamint a halmok térképezéséhez az *I. (1782–1785), a Magyar Királyság (1819–1869) - Második katonai felmérés, a Habsburg Birodalom (1869–1887) - Harmadik Katonai Felmérés térképi szelvényeit* használtam fel (*Arcanum Adatbázis*). A felszínborítást és annak megváltozását sok esetben távérzékelte adatok (*Google Earth*) segítségével is ellenőrizni, követni tudtam.

A talajmintákat a halom felszínéről („halomtető”) és a halmok közvetlen szántóföldi környezetéből gyűjtöttem. Két halom (Boda-halom és Porosállás halom) esetében megmintáztam a környezetükben található, természetes, illetve természetközeli állapotú szárazgyepek talaját is. A mintavétel során a halmok felszínén véletlenszerűen elhelyezett pontokból minden évben, halmonként 10-10 átlagmintát gyűjtöttem be a feltalaj 0-9 cm-es rétegéből 100 cm³-es VÉR-féle mintavevő henger segítségével. Mivel a talajminták laboratóriumi vizsgálatához fontos szempont volt a térfogatnövekedés változásának évről-évre történő nyomon követése, ezért az ismert térfogatú (100 cm³) mintavételi cső segítségével tudtam a

vizsgálatot szabályosan elvégezni. A mintavételezési mélységet a célkitűzésben foglaltak támasztják alá, hiszen célom a felszíni talajrétegben zajló tápanyagforgalmi és talajregenerálódási folyamatok vizsgálata volt. Kontrollként a halmokat körülvevő szántóföldi környezetben (megközelítőleg kb. a halom középpontjáról számítva 15-20 méteres hatótávolságon belül) ugyanígy véletlenszerűen elhelyezett és mintavételezett 10-10 átlagminta szolgált. Az 5 év alatt összesen a halomfelszínekről és környezetükből megközelítőleg 900 db talajminta került begyűjtésre, amelyeket a talajtani laboratóriumban háromszoros ismétlésben vizsgáltam meg.

3.3.1.1. Terepi mintavétel saját tapasztalatai

A terepi bejárások és mintavételezések során szemmel látható volt, hogy melyik halom milyen, és mennyire leromlott állapotban van. Az egyik legrosszabb tájképi állapotban a **Révhalom** volt. Felszínén erősen érzékelhető volt a korábbi folyamatos intenzív szántóföldi művelés.

A **Boda-halom** már messziről felismerhető volt a tetején található háromszögelési tripód látványáról. A halom környezetében lévő szántóföldön minden egyes vizsgálati évben lucernát termesztettek, a szintén környezetében lévő természetes állapotú gyepet pedig legelőként hasznosították. A halom felszínén az uralkodó növényzet az útszéli bogáncs (*Carduus acanthoides*) és a keskenylevelű réti perje (*Poa angustifolia*) volt megfigyelhető. Mindkét faj száraz társulásokra jellemző.

A **Sebeséri-halom** esetében a halomtestet kettészelő út látványa már messziről feltűnt, azonban volt rá példa, hogy saját szemünkkel láthattuk, ahogyan áthajtanak rajta gépjárművel, tovább roncsolva és tömörítve a halomfelszín talaját.

A **Hegyes-halom** természetes okból aszimmetrikussá vált mivolta szemmel is jól látható volt. Korábbi szántott területére, ahol korábban gabonát termesztettek, a rekonstrukciós gyepesítés során barázdált csenkeszt (*Festuca rupicola*) és taréjos búzafüvet (*Agropyron cristatum*) vetettek.

A **Tök-halom** esetében szintén erősen észlelhetőek voltak a korábbi szántóföldi művelés nyomai. Az uralkodó növényzet itt a Tarackbúza (*Elymus repens*) és a szántóföldi területekre jellemző gyomfajta, az Apró szulák (*Convolvulus arvensis*) volt.

A **Porosállás-halom** felszínét részben kiirtott akác, részben pedig szántóföld borította a rehabilitáció előtt. Jelenleg is megtalálhatóak felszínén szántóföldi gyomok, tarackbúza (*Elymus repens*) és apró szulák (*Convolvulus arvensis*): leginkább ezek a növények dominálnak, utalva a korábbi intenzív hasznosítására.

Az egyik legmagasabb halom (~ 9m abszolút magasság) mintavételezése volt a leghosszadalmasabb és időigényesebb.

A **Vajda-halom** tetején még mindig messziről látható az az „egy szál” meghagyott akácfa, amely a korábbi állapotáról tanúskodik. Felszínét javarészt tarackbúza (*Elymus repens*) és meddő rozsnok (*Bromus sterilis*), bürök (*Conium maculatum*), mezei aszat (*Cirsium arvense*), közönséges bogáncs (*Carduus acanthoides*) borította.

A másik legmagasabb (~ 9m abszolút magasság), **Két-halom** esetében a megbontott részt hamvas szeder (*Rubus caesius*), területének nagyrésztét pedig korai sás (*Carex praecox*) és barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*) gyepe borította. Helyenként az élesmosófű (*Chrysopogon gryllus*), illetve a kunkorgó árvalányhaj (*Stipa capillata*) uralja a gyepfoltokat. Felszínét nagy arányban borította még ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*), útszéli zsázsa (*Cardaria draba*) mezei cickafark (*Achillea collina*) és magyar zörgőfű (*Crepis pannonica*), jelezve a szintén szárazabb élőhelyi körülményeket.

Már messziről szembetűnő emberi behatásról tanúskodott a **Lapos halom** deformált kinézete, mivel oldalának egy részét elhordták, műút felépítésére. Közvetlen környezetében lakott tanya áll. A halom felszínén nagyobb arányban Mezei iringó (*Eryngium campestre*) - másnéven ördögszekér - és Nagyvirágú fényperje (*Koeleria macrantha*) található. Ezek a fajok a száraz gyepekben fordulnak elő leginkább és meszes talajú területekre jellemzőek.

3.3.2. Fásított területek mintavételezése

A fásított területek felszínéről történő talajminta-vételezés előzetes egyeztetés és engedélyeztetés alapján történt, ennek érdekében minden esetben az adott mintaterülethez tartozó település polgármesterével vettem fel a kapcsolatot.

A környezetföldrajzi teregyakorlat keretén belül a beerdősített területeken a felszíni 0-9 cm-es talajrétegből bolygatatlan mintákat és felszíni átlagmintákat gyűjtöttem. Az első mintavétel során, 2017-ben a fásított parcellán belül véletlenszerűen elhelyezett 5 pontból (az erdők négy sarkából és közepéből) 5-5 átlagmintát gyűjtöttem be a feltalaj 0-9 cm-es rétegeből. Az 5 pontban, pontonként 3-3 db rész minta összekeverésével gyűjtöttem átlagmintákat. 2018 áprilisában a kutatásban szereplő fásított parcellákról újabb felszíni átlagmintákat gyűjtöttem be, valamint kontroll minták vizsgálata céljából talajmintát vettem a környező gyep- illetve szántóföldi területekről is. A talajtani viszonyok jellemzéséhez 2019 tavaszán talajszelvény feltárást is végeztem két, Mikepércs közigazgatási területéhez tartozó mintaterületen. A szelvények kijelölésének szempontja az eltérő talajviszonyok reprezentációja volt, és nem az eltérő növényzeté, ezért egy-egy homok és löszös homok üledéken kialakult talajszelvény lett megmintázva. A szelvényezés mindkét esetben 1,4 méter mélységig történt, a talajokat az IUSS Working Group WRB 2015 irányelvei szerint írtam le (*Novák&Incze, 2018*), és szintenként, illetve 20-25 cm-es rétegenként mintáztam meg és a felszíni talajmintákkal azonos módon elemeztem. A fásított területekről és azok közvetlen környezetéből a két vizsgálat alkalmával összesen 150 db talajminta begyűjtése történt meg, a két talajszelvényből pedig összesen 10 db talajmintát vettem, így összesen 160 db talajminta állt rendelkezésemre a talajtani vizsgálatokhoz, háromszoros ismétlésben.

3.4. Laboratóriumi vizsgálatok

A begyűjtött talajmintákat előzetesen 3 napon át 105°C-on, átlagminták esetében 40°C-on, súlyállandóságig szárítottam. A száraz mintákat dörzsmozsárban porhanyósra törtem, a benne található növény maradványokat és gyökereket eltávolítottam.

3.4.1. Szemcseeloszlás vizsgálata

A talajok textúráját a szemcseeloszlásuk alapján adtam meg, a szemcseösszetételt iszapolással végzett elemzés alapján határoztam meg (*Félegyházi et al.*, 2009).

A mechanikai összetétel kifejezi, hogy a talajban az adott méretű elemi szemcsék hány százaléka tartozik egy adott méretfrakcióba (*Madarász*, 2009). A durva szemcsék leválasztása szitálással, a finomabb szemcseosztályok elkülönítése nátrium-oxalát diszpergáló anyag hozzáadását követő bedörzsölés után Köhn-féle pipettával történt (*Stefanovits et al.* 1999). A mechanikai összetétel meghatározásának elvi alapja, hogy a durva vázrészek előzetes eltávolítása után a vizsgálatra kerülő talajt elemi szemcsékre diszpergáljuk, majd a meghatározott méretű szemcsefrakciókat ülepítéssel választjuk el egymástól (*MSZ-08 0205–78*).

A 2 és 0,2 mm közötti frakciót száraz szitálással, míg a 0,2 mm alatti pipettás módszerrel különítettem el (*Pansu&Gautheyrou*, 2006). A 2 mm alatti frakciót homok (2-0,063 mm), iszap (0,063-0,002 mm) és agyag (<0,002mm) frakciókba soroltam.

3.4.2. Térfogattömeg meghatározása

A talajművelés által befolyásolt talajfizikai tényezők közé tartozik a talaj térfogattömegének állapota. A folyamatos szántóföldi műveléssel a talaj tömörödöttsége nagymértékben módosul és átalakul (*Rátonyi*, 2007). A talajok

térfogattömege megmutatja, hogy a talaj az adott vizsgálati pillanatban mennyire lazult vagy éppen tömörödött. A kellően laza talaj jól művelhető, a tömörödöttség viszont kedvezőtlen talajállapotot és rosszabb művelhetőséget jelent. A tömörödött talajra jellemző térfogattömeg-érték $1,50 \text{ g/cm}^3$ (Szöllősi, 2003), illetve ennél nagyobb, a pórustérfogat pedig 40%, vagy annál kisebb.

A talajok jellemző térfogattömeg értéke: $1,1-1,6 \text{ g/cm}^3$. A térfogattömeg függ az alkotó ásványok sűrűségétől, mállottságától, az anyag hézagaitól és víztartalmától (Füleky, 2011). A nem megfelelő talajművelés következménye a talajok tömörödöttsége.

Az ismert térfogatú, $3 \times 100 \text{ cm}^3$ térfogatú, bolygatatlan mintavevő eszközzel vett mintákat a laboratóriumban $105 \text{ }^\circ\text{C}$ -on súlyállandóságig szárítottam. A minták száraz tömegének és térfogatának ismeretében számítottam a térfogattömeget:

$$\text{térfogattömeg (g/cm}^3\text{)} = \frac{\text{bolygatatlan minta száraz tömege (g)}}{\text{bolygatatlan minta térfogata (cm}^3\text{)}}$$

3.4.3. pH értékek mérése digitális mérőműszerrel

A talajok kémhatását pH (H_2O , KCl) MSZ-08 0206/2–78 szabvány alapján 1:2,5 talaj-folyadék szuszpenzióban, 24 óra állást követően pH mérő (üveg elektróda) használatával mértem (MSZ 20135:1999).

3.4.4. Szénsavas mésztartalom meghatározása

A CaCO_3 -tartalmat Scheibler-féle kalciméterrel határoztam meg (MSZ 20135:1999), az előkészített, növényi-állati maradványoktól megtisztított légszáraz minta 0,5-10 g-jából, 20 ml 10%-os sósav alkalmazásával. A laboratóriumban uralkodó légnyomás és hőmérséklet ismeretében a fejlődő CO_2 gáz térfogatának ismeretében a CaCO_3 tartalmat az alábbiak szerint számítottam:

$$(b-a)*k*100/g=CaCO_3\%$$

a= kiindulási kiegyenlített szint (ml)

b= a reakció kiegyenlített szintje (ml)

k=a légnyomás és hőmérséklet által meghatározott CO₂
átszámított értéke

g= bemért talaj tömege (g)

3.4.5.A humusztartalom meghatározása káliumbikromátos nedves oxidációs módszerrel

Az előkészített, növényi-állati maradványoktól mentes száraz mintákból vett 5-10g üledéknek a szín alapján megbecsültem a humusz tartalmát.

A humusztartalomtól függően 0,100-0,500 g-ot egy 200ml-es Erlenmeyer lombikba mértem be. Bürettából 10 ml 0,4n kénsavas kálium-bikromátot adtam hozzá. A mérés során vak oldatot is készítettem. Ez az oldat nem tartalmaz talajmintát, így nem volt benne roncsolható szerves anyag. A vakmintát forralásmentesen töltjük fel 100 ml-re és ferroin indikátor mellett 0,2n Mohr-sóval az ekvivalencia pontig titráltam (*Félegyházi et. al.*, 2009).

Számítás:

$$Hu\% = \frac{(a-b)*f*k*100}{g}$$

a=vakpróba mennyisége ml-ben, azaz a 10ml 0,4n K₂Cr₂O₇ titrálásakor
fogyott 0,2n Mohr-só oldat mennyisége ml-ben

b=talajminta roncsolásakor főlegben maradt káliumbikromát
titrálásra fogyott Mohr-só mennyisége ml-ben

f= Mohr-só faktora (a vegyszeres üvegen van feltüntetve)

k= 1 ml 0,2n Mohr-sónak megfelelő humusz mennyisége g-ban
(0,00104g)

g= bemért anyag mennyisége g-ban

3.4.6. Ammónium-laktáttal kioldható nitrát-tartalom

A talaj nitrát-tartalmát az arra vonatkozó magyar szabvány szerint (MSZ 20135 1999) határoztam meg. A nitrát-tartalom méréséhez szintén a száraz mintákból mértem ki a vizsgálathoz szükséges 10 g-ot Erlenmeyer lombikba és felöntöttem 50 cm³ desztillált vízzel, majd lezárva 12 órán keresztül állni hagytam majd ezt követően egy tiszta Erlenmeyer lombikba üvegtölcsér és szűrőpapír segítségével átszűrtem az oldatot.

10 ml tiszta, zavarosságtól mentes oldatot kristályosító csészébe pipettáztam. Hozzáadtam 2 ml 0,5 m/m%-os nátrium-szalicilát oldatot. A mintákat 105°C-on szárazra pároltam. A kiszáritás után a mintáimat 2 ml koncentrált kénsav segítségével visszaoldottam, majd 10 percig állni hagytam. 10 perc elteltével 15 ml desztillált vizet és 15 ml Segnette-sót öntöttem hozzá. Újabb 10 percig állni hagytam, így a minták elérték a színállandóságot. Spektrofotométer segítségével 410 nm-en lemértem a minták abszorbanciáját.

Nitrát számítás:

$(\text{Nitrát Abszorbancia} - \text{Vak Abszorbancia}) * \text{Hígítás} * \text{Faktor (13,12)} * 5 = \text{NO}_3^- \text{ mg/kg}$

3.4.7. Ammónium-laktáttal kioldható foszfát-tartalom

A foszfát tartalmat az ammónium-laktáttal kioldható foszfortartalommal határoztam meg magyar szabvány szerint (MSZ 20135 1999).

A mérése során a száraz talajmintákból 5 g-ot mértem ki Erlenmeyer-lombikba. 100 ml tízszeresére hígított ammónium-laktát oldat hozzáadása utána a mintákat 12 órára állni hagytam, majd ezt követően egy tiszta Erlenmeyer lombikba üvegtölcsér és szűrőpapír segítségével átszűrtem az oldatot. Automata pipettával 5 ml szűrletet kémcsőbe mértem és hozzá pipettáztam 3,75 ml foszfor reagenst (kénsavas ammónium-molibdenát oldat). Két vak oldat is készült, amelyben 5 ml desztillált víz és szintén 3,75 ml foszfor reagenst mértem ki. Csiszolatós dugóval lezárva a

kémcsöveket, 15 percet állni hagytam. Spektrofotométer segítségével 720 nm-en lemértem az oldott minták abszorbanáciáját.

Foszforszámítás:

$$(Foszfor\ abszorbanicia- Vak\ Abszorbanicia) * Hígítás * Faktor (4,5967) * 20 = P\ mg/kg$$
$$(140/60) * P\ mg/kg = P\ 205\ mg/kg$$

3.4.8. Olsen-féle foszfát tartalom mérése

A fentiek mellett vizsgáltam a teljes foszfát tartalmat is, spektrofotometriás módszerrel (*Bowman et. al.*, 1978), amelyet egy német szabvány szerint alkalmaztam. A vizsgálathoz minden mintából kimértem 10 g kiszárított talajmintát száraz porcelántégelybe, majd 5 órán keresztül 800°C-on izzítókemencében kiégettem. Az izzítási maradékot kevés desztillált vízzel felöntöttem egy Erlenmeyer lombikban, majd 10 ml 1.3 arányban hígított HNO₃-mal összeráztam, ezt követően pedig a lombikokat alufóliával befedve felforraltam. A felforrást követően pihentettem, majd amikor lehültek, foszfátmentes szűrőpapíron keresztül 100 ml mérőlombikba szűrtem. Amikor már minden mérőlombik jellegesen lett töltve, főzőpoharakba öntöttem át az oldatokból. Minden mintából 5 ml mennyiséget pipettáztam ki kémcsövekbe, amelyekhez 2.5 ml színreagenst adtam. Minden egyes minta esetében két vak oldatot is mértem. A talajkivonatokat jól összeráztam, majd 430 nm hullámhosszon fotometráltam. A fotometrálás során 10-szeres hígítást alkalmaztam a talajoldatokon. A kapott P értékek alapján számítását végeztem, amely a törzsoldatok és a hígítási sor abszorbanáciája alapján készített regressziós egyenes (konc. µg/ml * Vol/g E) alapján történt Microsoft Excel programban.

3.4.9. Aggregátumstabilitás meghatározása

A talajaggregátumok stabilitásának jellemzése az (aggregátum) vízállóságának becslésével történt, *Sekera&Brunner-féle* kvalitatív becsléssel, illetve a magyar MSZ-08 0205–78 szabvány alapján. Becslési eljárás lévén a két különböző

alkalmazott módszerrel pontosabb és biztosabb átlagértékeket kaptam (*Dvoracsek, 1950; Dvoracsek, 1952*).

Első lépésként az előzetesen kiszárított talajmintákat egyesével leszitáltam egy 1-3 mm és egy 3-5 mm átmérőjű szitán. A leszitált talajmorzsák közül kiválasztottam 10-10 db-ot, beletettem őket egy kb. 7 cm átmérőjű, sík aljú Petri-csészébe, majd 10 ml desztillált vizet öntöttem rá. A magyar szabvány alapján 10 percet, a német szabvány (*Sekera&Brunner, 1943*) alapján pedig 0,5 percet kellett várni, majd óvatos, vízszinten mozgatással elősegítettem az aggregátumok szétesését. Ezt követően becsléssel megállapítottam a szétiszapolódás mértékét, majd a mérésekhez mellékeltem segéd táblázatokat (*3. és 4. táblázat*) segítségével megállapítottam a talaj szerkezeti állapotát. Mindkét szabvány esetében más és más volt a táblázatban szereplő szétesési érték, de minden talajminta esetében azonos eredményeket kaptam.

Az aggregátum stabilitási értékek eredményeit a fásított területek talajának esetében mutattam be, a halomfelszínek talajában ugyanis ezen talajjellemzők nem mutattak jelentős, releváns változást.

3. táblázat: *A talajmorzsák vízállóságának becsléséhez szolgáló táblázat*
(MSZ-08 0205–78)

A szétiszapolódás foka	A szétiszapolódás képe	A talaj szerkezeti állapota
1	A szerkezeti elemek nem rombolódnak, vagy kevés, de nagy törmelékkel szolgálnak.	jó
2	A szerkezeti elemek túlnyomórészt nagy és csak kevés törmelékre hullnak szét.	megfelelő
3	A szerkezeti elemek azonos számú kis és nagy törmelékre hullnak szét.	gyengén leromlott
4	A szerkezeti elemek túlnyomórészt kis és csak kevés nagy törmelékre hullnak szét.	leromlott
5	A szerkezeti elemek kizárólag apró törmelékre hullnak szét.	nagyon leromlott
6	A szerkezeti elemek a talaj teljes szétiszapolódása közben szétfolynak.	teljesen leromlott

4. táblázat: *A talajmorzsák vízállóságának becsléséhez szolgáló táblázat (Sekera&Brunner, 1943)*

A szétiszapolódás képe	A szétiszapolódás foka	A talaj szerkezeti állapota
Nincs szétesés, vagy csak nagy törmelékre.	nagyon nagy	AS1
Túlnyomórészt nagy és kevés kicsi törmelékre.	nagy	AS2
Kb. ugyanannyi nagy és kicsi törmelékre, enyhén zavaros.	közepes	AS3
Túlnyomórészt kicsi és kevés nagy, zavaros törmelék.	csekély	AS4
Csak kis törmelékek, jelentős zavarosodás.	alacsony	AS5
Teljes szétesés és erős zavarosodás.	nagyon alacsony	AS6

3.5. Adatfeldolgozás és statisztikai vizsgálatok

A mért adatokat Microsoft Office Excel programban rögzítettem és számítógépes szoftverek segítségével elemeztem, az általam kapott eredményekből pedig egy adatbázist állítottam össze az egyes felszínborítás- illetve tájváltozásokra, valamint az azzal érintett mintavételi helyek és közvetlen környezetük talajára vonatkozóan.

A talajtani összefüggések statisztikai vizsgálatát és a diagramok elkészítését Microsoft Office Excel és R.3.3.3. statisztikai szoftverrel végeztem el. Az adatsorok normalitásának ellenőrzésére Kolmogorov-Smirnov próbát, az összefüggések vizsgálatára pedig kétmintás T-próbát alkalmaztam. A rendelkezésemre álló adathalmazból meghatároztam a leíró statisztikai paramétereket: átlag, medián, szélsőértékek, kvartilisek, szóródási értékek.

Az egyes talajtani tulajdonságok értékeinek összehasonlítására az eltérő felszínborítású mintaterületi (szántó-gyep, szántó-erdő) egységek között a Mann-Whitney próbát alkalmaztam, amellyel két független minta mediánjának egyenlőségét tesztelhetjük, még akkor is, ha az összehasonlítandó értékek csak

rangsoroltak, illetve ha az elemszámok nem feltétlenül egyeznek meg.

Pearson-féle korrelációt alkalmaztam arra vonatkozóan, hogy a vizsgált halmok (halomfelszínek) esetében külön-külön, hogy az egyes mért talajtani paraméterek az első (2014) illetve utolsó vizsgálati évben (2018) mennyire állnak szoros kapcsolatban, továbbá a fásított területek esetében a szántóföldi és erdei területek nitrogén átlagtartalom összefüggésének vizsgálatára.

4. Eredmények

4.1. A halmok jelenlegi és múltbéli állapotának jellemzői és változásai

A vizsgált halmok java része megfigyelhető a katonai felmérések idején készült térképeken, amely alapján a halom, és környezetének felszínborítás változása jól nyomon követhető volt.

A vizsgált hortobágyi halmok a Hortobágy folyó vagy a Kösely-ér egykori medre mellett húzódó folyóhátakon állnak. Környezetükben az elmúlt évtizedekben jelentős tájsebeket ejtettek. Az 1950-es és 60-as években a Hortobágy területén rizsgátakat és gyeptőztözéses művelési rendszereket hoztak létre. Az árkok elgyomosodtak és özönnövények terjedésének váltak kiindulópontjává. Ilyen fajok a gyalogakác (*Amorpha fruticosa*) és a keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*), bár előbbi a hullámtéri területeken jelent gondokat (Szombati&Tasi, 2007).

4.1.1. Révhalom



4. ábra: Révhalom (Saját fotó)

Fekvése: Püspökladány, a Rév-zugban, a Hortobágy-folyótól 1,9 km-re K-re.

Méretei: T.sz.f.m.: 89 méter. Régészetileg feltáratlan (M.Nepper et. al., 1981.).

Az 1943-as 1:50 000-es katonai térképen szerepel (M.Nepper et. al., 1981.).

A Rév-halom környezetében a történeti térképek alapján már az 1800-as évek elején megfigyelhető volt a szántóföldi művelés, bár környezetében a többi halomhoz hasonlóan a laposok, mocsarak voltak.

A felhagyást megelőző időszakban területén lucernát termesztettek, amely többnyire gyomos, előregedő állapotban volt, majd természetvédelmi gyepterület céljából barázdált csenkeszt (*Festuca rupicola*) és taréjos búzafüvet (*Agropyron cristatum*) vetettek.

Az első katonai felmérés térképein a halom nem volt megtalálható.

A második (5. ábra) és harmadik (6. ábra) katonai felmérés térképén viszont látható, hogy közelében a többi, vizsgálatban szereplő halomhoz hasonlóan a Hortobágy folyó kanyargott.



5. ábra: A Révhalom a második katonai felmérés (1806-1869) térképén

(Forrás: maps.arcanum.com)



6. ábra: A Révhalom a harmadik katonai felmérés (1872-1884) térképén
(Forrás: maps.arcanum.com)

4.1.2. Boda-halom



7. ábra: Boda-halom (Saját fotó)

Fekvése: Nádudvartól DNy-ra, 9,3 km-re, a Hortobágy folyó és a Nádudvart Karcaggal összekötő földút között található.

Méretei: T.sz.f.m.: 95 méter. Régészetileg feltáratlan (M. Nepper et. al., 1981.).

Területén korábban, 2010 előtt lucernát vetettek, 2013 őszén a középső része felhagyásra került, a korábbi állapotból fennmaradt lucerna pedig erősen kiritkult.

A formája és mérete alapján kurgán, a Jamnaja-kultúra (gödörsíros kurgánok népe) által épített késő rézkori, kora bronzkori halomsír (i.e. 3500-2300) (Tóth,1999). Bejárása során nem találtunk régészeti leletet. A tetején kisméretű tanúfelszín figyelhető meg, amely a magassági jegy védelmének köszönhetően magasabb, mint a rendszeresen szántott halomoldal (Tóth&Tóth, 2003). Természetvédelmi célú gyepesítés nem történt, csupán szénaterítésés fűfélékkel történt felülvetés.

Az első katonai felmérés térképén látható a Boda-halom elhelyezkedése és annak környezete (8. ábra).



8. ábra: Az első katonai felmérés (1763-1787) térképén szereplő vizsgált kunhalmok
(Boda-halom, Hegyes-halom, Lapos-halom)

(Forrás: maps.arcanum.com)

A második katonai felmérés térképén a vizsgálatban szereplő Boda-halom esetében jól láthatóak a környező folyók és lápok, laponyagok és mocsarak dominanciája (9. ábra).

4.1.3. Sebeséri-halom



11. ábra: *Sebeséri-halom (Saját fotó)*

Fekvése: Nádudvartól ÉNy-ra 3 km-re, a Büte-zug külső É-i csücskénél található. Régészetileg feltáratlan.

Irodalom: az 1933-34-es 1:75 000-es katonai térkép (M.Nepper et. al., 1981.).

A halom tetején magassági jegy áll, amely néhány méter sugarú körben megvédte a tető eredeti magassági szintjét az erodáló hatástól. Közepén a felhagyás óta rendszeresen áthajtanak munkagépekkel, amely a talaj folyamatos tömörödéséhez vezet. Rehabilitációját megelőzően lucernásként hasznosított szántóföld volt, közvetlen környezetében továbbra is extenzív szántóföldi gazdálkodás folyik.

A Sebeséri-halom északi környezetében a Kösely-folyó egykori mellékága, a Sebes-ér látható, amelyről a halom a nevét is kapta, már az első katonai felmérés is szántóföldi környezetben ábrázolja (*12. ábra*).



12. ábra: Az első katonai felmérés (1763-1787) térképén szereplő Sebeséri-halom
(Forrás: maps.arcanum.com)

A Sebeséri-halom, a második katonai felvételen Sebes-halomként szerepel és rét, valamint legelő hasznosítású területeként van feltüntetve (13. ábra).



13. ábra: A második katonai felmérés (1806-1869) térképén szereplő Sebeséri-halom
(Forrás: maps.arcanum.com)

A halom (14. ábra) közvetlen környezetének használata a III. katonai felmérésen nehezen azonosítható, de alapvetően gyephasznosítású környezet ismerhető fel és gyarapodnak a halom közvetlen közelében húzódó földutak is.



14. ábra: A harmadik katonai felmérés (1872-1884) térképén szereplő Sebeséri-halom
(Forrás: maps.arcanum.com)

4.1.4. Hegyes-halom



15. ábra: Hegyes-halom (Saját fotó)

Fekvése: Nádudvartól K-re 3,5 km-re, a Nádudvar-Karcag közötti földút és úttöltés É-i oldalán, a Csontos- és Tekintő-halmok között, a Holt-Kösely partján fekszik.
Méretei: T.sz.f.m.: 102 méter. Régészeti felületen.

Irodalom: az 1884-es 1:75 000-es katonai térkép (*M. Nepper et. al.*, 1981).

A Hegyes-halom természetes okból vált aszimmetrikussá. A Kösely folyó nyomvonalának eltolódása a halom anyagának elhordásához vezetett, eróziós tevékenységével megbontotta a halom anyagát. Káros hatásként említhető még a földút, amely belevág a halom testébe. Csúcsáig művelt (*Tóth & Tóth*, 2003).

A Hegyes-halom korábbi szántott területére, ahol korábban gabonát termesztettek, a rekonstrukciós gyepesítés során barázdált csenkeszt (*Festuca rupicola*) és taréjos búzafüvet (*Agropyron cristatum*) vetettek.

Az első katonai felmérés térképéből látható, hogy a Hegyes-halom közvetlen környezetében javarészt már szántóföldek voltak (*16. ábra*).



16. ábra: Az első katonai felmérés (1763-1787) térképén szereplő vizsgált kunhalmok
(Boda-halom, Hegyes-halom, Lapos-halom)

(Forrás: maps.arcanum.com)

A második katonai felmérés térképein már jobban azonosíthatók a Kösely medrét keskeny sávban kísérő, a magasabb folyóháton húzódó szántók (*17. ábra*).

4.1.5.Tök-halom



19. ábra: *Tök-halom (Saját fotó)*

Fekvése: Nádudvartól Ny-ra 6,6 km-re, a Hortobágy-folyó jobb partján található.

Méretei: T.sz.f.m. : 96 méter. Régészetiileg feltáratlan. A Déri Múzeum régészeti tárában egy sarkantyú szerepel innen IV. 18/1937. szám alatt leltározva.

Irodalom: az 1885-ös 1:75 000-es katonai térkép (M.Nepper et. al., 1981.).

A Hortobágy folyó mentén elterülő impozáns méretű Tök-halom csúcsi szintjét a magassági jegy védte meg az eke pusztításától. Belsejében fúrások alkalmával épületnyomokat (patics) találtak, ezért a Tök-halmot mindenképpen a lakódombok (tellek) kategóriájába kell sorolni, habár nem rendelkeznek vastag és gazdag kulturréteggel (Tóth&Tóth, 2003). A felhagyást megelőző időszakban területén folyamatos szántóföldi művelés folyt, egyéves kultúrák alkalmazásával.

Az első katonai felvételen (20. ábra) a halom környezetében, a Hortobágy-folyó melletti hátság térszínén már szántott területeket ábrázolnak, de északra és nyugatra legelő (mocsári) területek dominálnak, míg a halmot közvetlenül keletről a Hortobágy mocsaras medre határolja.



20. ábra: Az első katonai felmérés (1763-1787) térképén szereplő Tök-halom
(Forrás: maps.arcanum.com)

A 21. ábrán látható Tök-halom az 1800-as évek első felében szintén vízzel borított területtel és vízfolyásokkal volt körbevéve.



21. ábra: A második katonai felmérés (1806-1869) térképén szereplő Tök-halom
(Forrás: maps.arcanum.com)

A Tök-halom (22. ábra) közvetlen környezetében még a III. katonai felmérés idején is több vizenyős terület szerepel, bár a felszínborítás ezen a térképen nehezen azonosítható.



22. ábra: A harmadik katonai felmérés (1872-1884) térképén szereplő Tök-halom
(Forrás: maps.arcanum.com)

4.1.6. Porosállás-halom

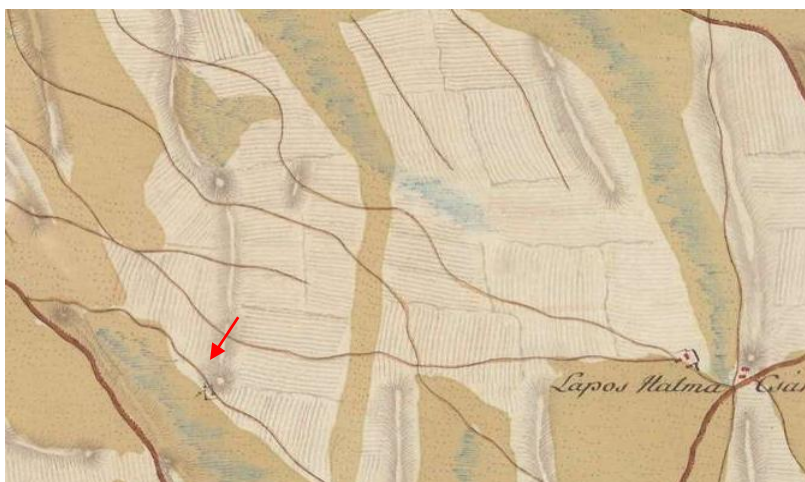


23. ábra: Porosállás-halom (Saját fotó)

Fekvése: Tiszafüred Porosállás nevű határrészen fekszik.

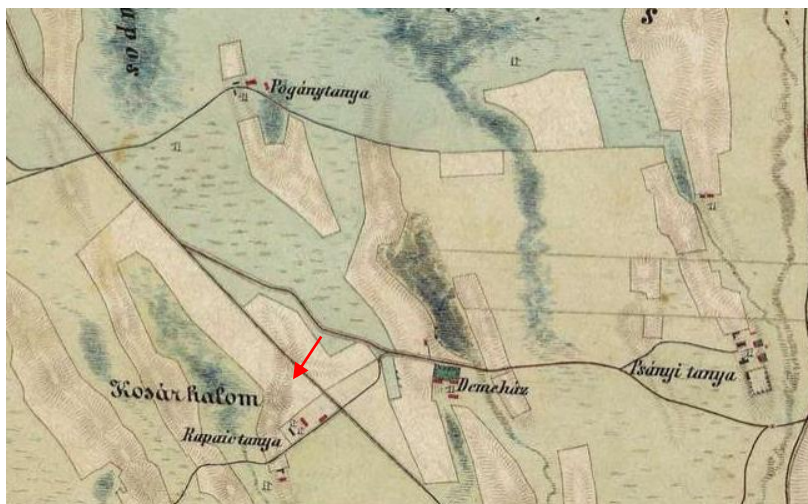
Méretei: T.sz.f.m. 88 méter. Régészetileg feltáratlan. Korábbi múzeumi feljegyzések és régészeti adatbázisok alapján, illetve a katonai felmérések térképein is Kosár-halom néven van szerepeltetve és jelölve.

A Tiszafüred DK-i határrészén (a 33. számú úttól D-re) fekvő Porosállás-halom a katonai kataszteri térképeken és korábbi írásokban is Kosár-halom néven volt megtalálható. Nevét a környékbeliek közlése alapján kenyeres kosárhoz hasonló alakjáról kaphatta. Előttörténetét tekintve a felhagyást megelőző időszakban, területén korábban akácot telepítettek, amely az ismétlődő vágások ellenére rendszeresen felújult.



24. ábra: Az első katonai felmérés (1763-1787) térképén szereplő Porosállás-halom
(Forrás: maps.arcanum.com)

A vizsgálatban szereplő mai néven Porosállás-halom közvetlen környezetében (24. ábra) az első katonai felmérés idején vizenyős, mocsaras és szántóföldi területek voltak jellemzőek. Mellette egy mezsei út vonala figyelhető meg. Nevét nem jelölték ezen a térképen, a határdomb jelölésből tudtam meghatározni a pontos helyét.



25. ábra: A második katonai felmérés (1806-1869) térképén szereplő Porosállás-halom
(Forrás: maps.arcanum.com)

A II. katonai felmérés idején (25. ábra) a Porosállás-halom a térképeken már az említett Kosár-halom néven van feltüntetve. Környezetében a jelmagyarázat alapján folyóhát figyelhető meg, mellette pedig rét. Ebben az időszakban a térképen már jelzésre kerültek a lakóházak is.



26. ábra: A harmadik katonai felmérés (1872-1884) térképén szereplő
Porosállás-halom
(Forrás: maps.arcanum.com)

A Porosállás-halom környezetében az 1800-as évek végén továbbra is megfigyelhető a szántóföldi gazdálkodás és rétgazdálkodás (26. ábra)

4.1.7. Vajda-halom



27. ábra: Vajda-halom (Saját fotó)

Fekvése: Közvetlenül a 33-as főutat Nádudvarral összekötő műút jobb oldalánál, a Keleti-főcsatornától nem messze található, Nádudvar és Nagyhegyes határán. A Holt-Kösely ma is nádasokkal és pangó vizekkel jellemezhető egyik kanyarulatának külső ívén emelkedik.

Méretei: T.sz.f.m.: 98,2 méter. Régészetileg feltáratlan.

A felhagyást megelőző időszakban felszínén korábban telepített akácos erdő állt, amely az ismétlődő vágások ellenére rendszeresen felújult. Közvetlen környezetében korábban is, jelenleg is intenzív szántóföldi művelés folyik.

A halom felszínét az akácos megvédte az eróziótól és a szántóföldi műveléstől, így a kultúrréteg nem sérült, azonban a tájképi értékéből veszített. Rehabilitációja során az akácot eltávolították, módszeres gyeptelepítés azonban nem történt, a szukcessziót befolyásoló cserje, illetve gaz irtására azonban többször sor került. Az első katonai felmérés idején a Vajda-halom környezetében a Kösely-folyó látható (28. ábra), a halom és környezete szántóföldként van ábrázolva.



28. ábra: Az első katonai felmérés (1763-1787) térképén szereplő Vajda-halom
(Forrás: maps.arcanum.com)

A Vajda-halmaként feltüntetett halom a második és harmadik katonai felmérésen is Köselly-folyó kanyarulatában figyelhető meg, szintén szántóföldi környezetben, a halom maga azonban attól eltérően a gyepekre jellemző színnel van feltüntetve a 29. és 30. ábrán.



29. ábra: A második katonai felmérés (1806-1869) térképén szereplő Vajda-halom
(Forrás: maps.arcanum.com)



30. ábra: A harmadik katonai felmérés (1872-1884) térképén szereplő Vajda-halom
(Forrás: maps.arcanum.com)

4.1.8. Kéthalom

Fekvése: Hajdúszoboszlótól nyugatra, a Borivó-zug és a Vizes-völgy között, a Szoboszló - nádudvari műút D-i oldalán, az egyik halom közvetlen az út mellett, attól kb. 80 méterre, a másik ettől D-re, 800 méterre.

Méretei: Az útmenti halom T. sz. f. m.: 103 méter. Régészetileg feltáratlan.

Irodalom: az 1884-es 1:75 000-es katonai térkép (M. Nepper et. al., 1981).



31. ábra: *Két-halom (Saját fotó)*

A Két-halom a vizsgálatban szereplő legnagyobb relatív magasságú halom. Jó állapotú löszgyep borítja, így a vizsgálatba elsősorban referencia területnek szánt kontroll céljából került be. A rehabilitáció során a környező szántóföldi hasznosítású területből a halom löszgyepét körülvevő pufferezónát jelöltek ki, amelynek művelésével felhagytak. Felszínét korábban káros, roncsoló hatás érte, mivel anyagának egy részétútépítés, töltésépítés céljából elhordták. Északi felét csaknem elhordták, ennek ellenére rendkívül értékes löszgyepvegetáció található szinte egész felszínén, pl.: taréjos búzafő (*Agropyron pectinatum*), macskahere (*Phlomis tuberosa*).



32. ábra: Az első katonai felmérés (1763-1787) térképén szereplő Két-halom
(Forrás: maps.arcanum.com)

A Két-halom (32. ábra) az első katonai felmérés idején a tágabb környék szántóföldjeitől eltérő módon, jelentősebb kiterjedésű, összefüggő gyepterület részét képezi.

A 33. ábrán a II. katonai felmérés idején a térképeken Kettő-halom néven van feltüntetve. Környezetében a Kettő-halom ér található, illetve ebben az időszakban már közvetlenül mellette szántóföldi művelés is megfigyelhető volt, bár a halom gyepként feltüntetett területen áll.



33. ábra: A második katonai felmérés (1806-1869) térképén szereplő Két-halom
(Forrás: maps.arcanum.com)

A Két-halomtól délre található Kettő-halom-ér az 1800-as évek végén a térképeken már csak vizes völgyként van feltüntetve (34. ábra).



34. ábra: A harmadik katonai felmérés (1872-1884) térképén szereplő Két-halom
(Forrás: maps.arcanum.com)

4.1.9. Lapos-halom



35. ábra: Lapos-halom (Saját fotó)

Fekvése: Nádudvartól DNy-ra 4,9 km-re, az egykori Nádudvar - Karcagi földút és a Makkodi-csatorna között, a Kösely déli partján, attól 150 méterre helyezkedik el.

Méretei: T.sz.f.m.: 93 méter. Régészetiileg feltáratlan.

Irodalom: *M.Nepper et. al.*, 1981) az 1885-ös 1:75 000-es katonai térkép (*M.Nepper et. al.*, 1981.).

A Lapos-halmot északi és déli irányból is megcsonkították, anyagának jelentős részét töltésépítésre szállították el. Ennek eredményeképpen 50°-os különbség keletkezett a lejtők meredekségében. Ez a halom valószínűleg lakódombként funkcionált, ugyanis északi és déli oldalában egyaránt patics és cserépdarabkákat találtak (*Tóth&Tóth*, 2003). A Lapos-halom déli részén, ahol megbontás történt, barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*) vetésével próbálkoztak, ugyanis gyors, hatékony és viszonylag rövid időn belül megnöveli a terület fajkészletét.

Ezen a halmon nem történt előtte semmilyen magvetés és művelés. Környezetében sziki gyepek figyelhetők meg. Előttörténetét tekintve a felhagyást megelőző időszakban területén viszonylag háborítatlan gyeptakaró volt található, felszínén legeltetés volt megfigyelhető, így referencia mintaterületként szolgál a vizsgálatban. Az első katonai felmérés térképéből látható, hogy a Boda-, a Hegyes- és a Lapos-halom közvetlen környezetében javarészt vizenyős, mocsaras területek voltak (36. ábra).



36. ábra: Az első katonai felmérés (1763-1787) térképén szereplő vizsgált kunhalmok (Boda-halom, Hegyes-halom, Lapos-halom)

(Forrás: maps.arcanum.com)

A második katonai felmérés térképein már jobban láthatóak a Lapos-halom esetében a környező folyók is. Környezetében még ebben az időszakban is a lápok, laponyagok és mocsarak jelenléte dominált. A halmok elhelyezkedésével is alátámasztható az a tény, hogy a halmok vizek, vizes területek közelében épültek, ez főként az egyes lakódombok (telkek) esetében jellemző, mint pl. a Lapos-halom (37. ábra)



37. ábra: A második katonai felmérés (1806-1869) térképén szereplő vizsgált kunhalmok (Boda-halom, Hegyes-halom, Lapos-halom)

(Forrás: maps.arcanum.com)

A III. katonai felmérés térképein látható, hogy a halmok közelében még mindig a mocsári legelők és vízzel borított területek voltak jellemzőek (38. ábra).



38. ábra: A harmadik katonai felmérés (1872-1884) térképén szereplő vizsgált kunhalom (Boda-halom, Hegyes-halom, Lapos-halom)

(Forrás: maps.arcanum.com)

4.2. A halmok talajának textúrája és egy talajszelvény bemutatása

A vizsgálatban szereplő halmok talajának fizikai félesége javarészt az iszapos vályog textúra osztályba sorolható (5. táblázat) csak a Porosállás-halom felszínét borító talaj bizonyult könnyebb mechanikai összetételűnek (vályog). A Révhalom textúrája viszont iszapos-agyagos-vályog textúrájú.

5. táblázat: A vizsgálatban szereplő halmok talajának textúrája

Halom neve	Talaj textúrája
Révhalom	iszapos agyagos vályog
Boda-halom	iszapos vályog
Sebeséri-halom	iszapos vályog
Hegyes-halom	iszapos vályog
Tök-halom	iszapos vályog
Porosállás-halom	vályog
Vajda-halom	iszapos vályog
Két-halom	iszapos vályog
Lapos-halom	iszapos vályog

Mivel a halmok ex lege védettek és régészeti anyagot is tartalmaznak (Tóth, 2012), talajszelvény vizsgálattal nem kívántam megbontani a halmok anyagát.

Általános jellemzésükhöz a 2020 folyamán Debrecenben, a Csillagvirág utcán infrastruktúra fejlesztés során kettémetszett halmot mutatom be, amelyben a feltehetően több menetben felhalmozott rétegsor anyagában az eredeti feltalajszinttel együtt összesen három, erősebben humuszos réteg rajzolódik ki, az eredeti felszínen mintegy 80 cm vastagságú anyagfelhalmozódással (a beavatkozás során az egyébként 2-3 méter magasságú halomnak a peremét metszették el, 39. és 40. ábra).

A vizsgált halmok feltalajának többsége tehát a korábban már talajosodott, jó szerkezetű, tápanyagokban gazdag, humuszos feltalajból származik, amely a helyenként évszázadokon át tartó szántóföldi művelés hatására tömörödötté vált, szerkezeti elemei leromlottak, illetve humusz és tápanyagtartalmából veszített. Vízbefogadó képességük is feltehetően csökkent. A rehabilitáció során többnyire ez a talajállapot képezi a kiindulási állapotot.



39. ábra: Debrecen, Csillagvirág utcán infrastruktúrafejlesztés során elmetezett kunhalom helyszíni képe



40. ábra: Debrecen, Csillagvirág utcán infrastruktúrafejlesztés során elmetezett kunhalom talajszelvénye

4.3. A talajtulajdonságok jellemzői felszínborítás szerint

Az öt év vizsgálati eredményei közül a térfogattömeg, a mésztartalom (CaCO_3) és a pH értékei nem kerültek évenkénti bontásban ábrázolásra, mert ezek a jellemzők éves bontásban nem mutattak jellegzetes trendet, az időbeli változások kevésbé voltak jellegzetesek, inkább az egyes felszínborítási típusok közötti különbségek voltak jellemzőek. A pH értékek halmonkénti bontásban sem kerültek bemutatásra, mert a változások rendkívül csekély mértékűek voltak. Ezek a talajtani jellemzők az öt év eredményei átlagolva, összevontan kerültek bemutatásra. A humusz, a nitrát, a foszfát és a teljes foszfát voltak azok a talajtani jellemzők, amelyek éves és halmok közötti bontásban is jellegzetesen változtak.

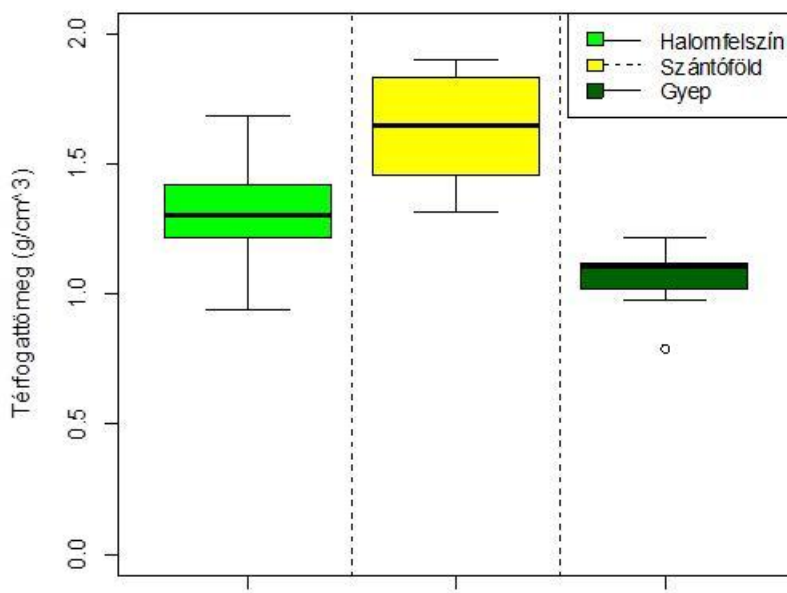
4.3.1. Térfogattömeg

A folyamatos művelés következtében a szántóföldi kontroll területeken volt a legmagasabb az átlagérték minden egyes vizsgálati évben: $1,63 \text{ g/cm}^3 \pm 0,04$), míg a legalacsonyabb értékeket a bolygatlan, antropogén hatástól mentes gyepterületeken kaptam: $1,07 \text{ g/cm}^3 \pm 0,09$, amely a feltalajt sűrűn átszövő gyökérszelvény lazító hatásának tulajdonítható.

A vizsgált halomfelszínek talajában a felhagyást követő években a felszíni talajréteg folyamatosan regenerálódott, évről-évre csökkent a talaj átlag térfogattömegének értéke. A vizsgálat kezdetén, 2014-ben a halmok felszínén jellemző érték $1,36 \text{ g/cm}^3 \pm 0,03$ volt, az utolsó vizsgálati évben pedig $1,27 \text{ g/cm}^3 \pm 0,15$.

A 40. ábrán látható, hogyan alakultak az átlagértékek a térfogattömeg tekintetében a vizsgálati területeken, felszínborítási típusonként. Látható, hogy a legalacsonyabb érték a gyepterületek talajára volt jellemző, a legmagasabb pedig a szántóföldi területek talajára. A rehabilitációval érintett halomfelszínek talajának térfogattömege a vizsgálati időszak során is folyamatosan csökkent.

A minimális érték a mérés során $0,36 \text{ g/cm}^3$ a 2017-es évben, a maximális pedig $2,17 \text{ g/cm}^3$ a 2016-os évben. Az értékek átlagolva kerültek ábrázolásra.



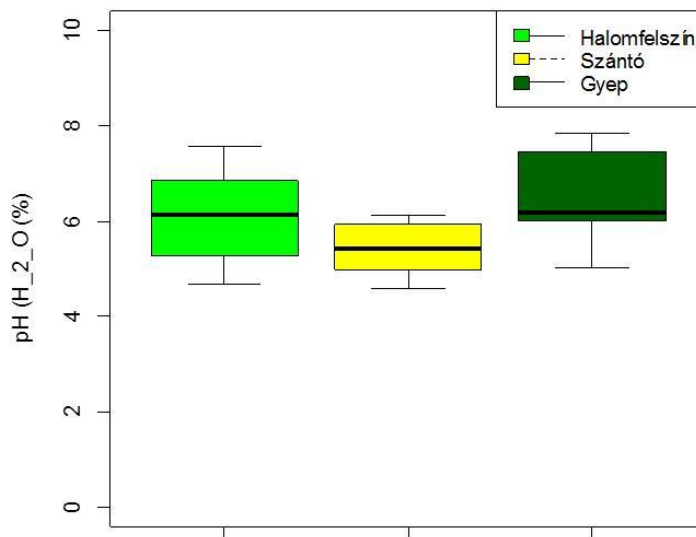
40. ábra: A vizsgált terület típusok átlagos térfogattömeg értékei (g/cm^3)

Mindhárom csoport esetében az átlagértékek a természetes iszapos vályog textúrájú talajokra jellemző térfogattömeg határon belül vannak: $0,8-1,8 \text{ g/cm}^3$ (Schmidt, 2011). A felhagyott talaj térfogattömegének további csökkenése a gyökérszövet lazító hatása, valamint a nagyobb biológiai aktivitás következtében növekvő pórustérfogat miatt vélhetően a későbbiekben is várható (Piché&Kelting, 2015).

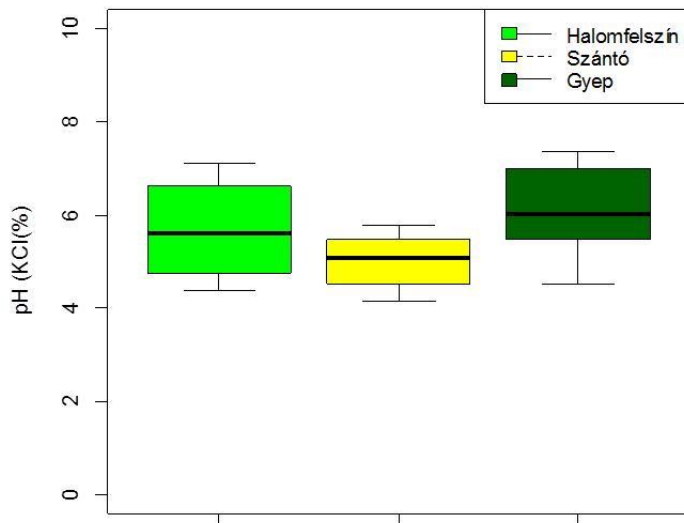
4.3.2. pH érték

A 41. és 42. ábrán látható, hogy a vizsgált talajok kémhatása a szántók esetében volt a legalacsonyabb: gyengén savanyú - semleges ($5,09\% \pm 0,07$; $5,86\% \pm 0,10$). A művelésből kivont halomtatók esetében a korábban szántóföldi területekre jellemző gyengén savanyú állapotot követően a pH-értékek esetében folyamatos emelkedése figyelhető meg. Jelen állapotukban a semleges kémhatás jellemző leginkább a felhagyott halmok talajában ($6,09 \pm 0,24\%$; $6,26 \pm 0,26\%$).

Az eltérés sem az eltérő felszínborítású mintaegységek, sem pedig az egyes halomfelszínek időben egymásra következő mintái között nem szignifikáns.



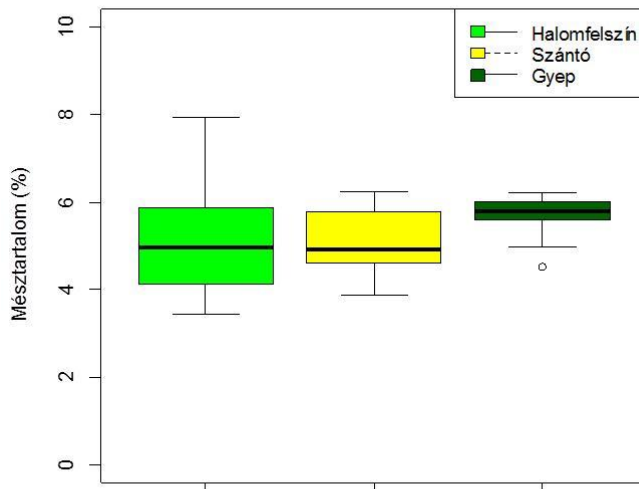
41. ábra: A vizsgált területtípusok átlagos pH (H₂O) értékei (%)



42. ábra: A vizsgált területtípusok átlagos pH (KCl) értékei (%)

4.3.3. Mész tartalom

A vizsgálatban szereplő talajok mésztartalma alapján szántóföldek ($5,84\% \pm 0,04\%$) átlagértékeihez képest kissé magasabb értéket mutattak mind a felhagyott halomfelszínek ($5,17\% \pm 0,20\%$), mind a gyepterületek ($4,93\% \pm 0,07\%$) talajához képest (43. ábra). Ezek a területek a gyengén meszes csoportba tartoznak, a vizsgált években az értékek ingadozása csekély. A korábban művelés alatt álló halomtövek értékei az első vizsgálati évben még közel azonosak a szántóföldi területek értékeivel, a felhagyást követően azonban csökkenés figyelhető meg. Jelenlegi állapotukban a közepesen meszes osztályba sorolhatók, amely kedvező a talaj természetes szerkezetének kialakulásához is. Nem figyelhető meg szignifikáns különbség a halomtövek felhagyott, illetve a környezetükben lévő szántóföldi területek talaja között az átlag mésztartalommal illetően sem ($p \leq 0,05$).



43. ábra: A vizsgált területtípusok talajának átlagos CaCO_3 -tartalma (%)

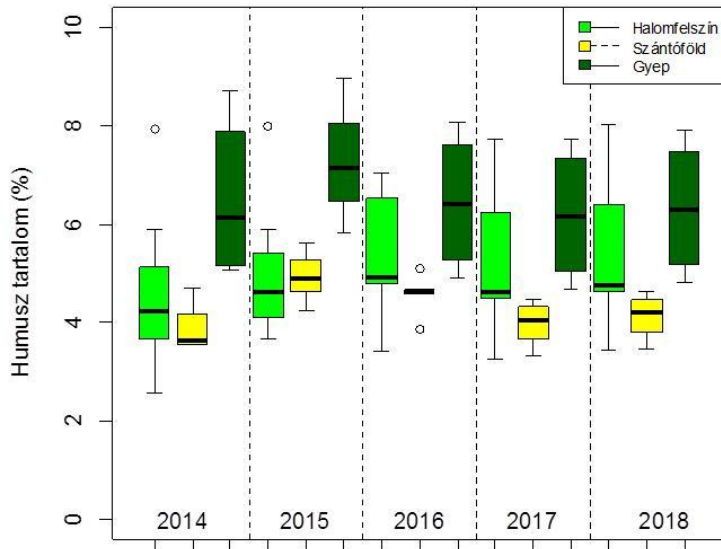
4.3.4. Humusztartalom

A humusztartalom eredményeiről elmondható (44. ábra), hogy mindhárom vizsgálati évben legmagasabb arányban a természetes állapotú löszgyepben volt ($6,56\% \pm 0,44\%$). A napjainkban is szántóföldi művelés alatt álló területeken alacsonyabb az átlagos humusztartalom ($4,19\% \pm 0,30\%$), hiszen a talajok folyamatos szántásával a legfelső, humuszban gazdag réteg összekeveredik a mélyebb, humuszban szegény rétegekkel. Emellett a szellőzöttség növekedése következtében is csökken a humusztartalom, mert a talaj jobb levegőzöttsége a humuszvegyületek fokozott lebontáshoz vezet (Kátai, 2011).

A felhagyott halomfelszíneken évről-évre fokozatosan növekvő a humusztartalmat figyeltem meg, 2018-ban ($5,6\% \pm 0,4\%$) már a természetes löszgyep értékéhez közelítő értéket mértem, valószínűleg annak hatására, hogy a növekvő

földalatti, és földfeletti biomassza tömege helyben felhalmozódik, miközben a lebomlás a még csekély mikrobiológiai aktivitás miatt lassú.

Statisztikai szempontból a humusz átlagértékeit tekintve az első három vizsgálati évben (2014-2016) nem figyelhető meg szignifikáns különbség ($p \geq 0,05$) a felhagyott halomfelszínnek és a napjainkban is szántóföldi művelés alatt álló területek talaja között. A 2017-es és 2018-as vizsgálati évek eredményei alapján azonban elmondható, hogy a szántóföldi művelés alatt álló területek szignifikánsan elkülönülő csoportot képeznek a művelés alól kivont halomfelszínektől ($p \leq 0,05$).

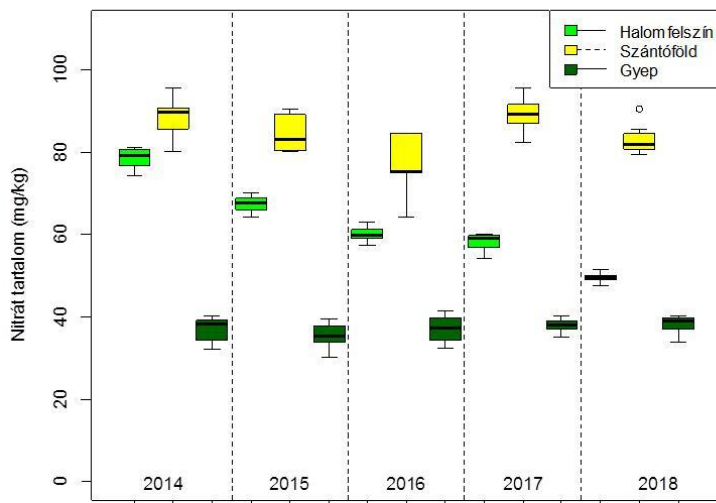


44. ábra: A vizsgált területtípusok talajának átlagos humusz tartalma (%)

A teljes adatsereget tekintve az átlagos humusztartalom értékek tekintetében, a legalacsonyabb érték a szántóföldek talajára jellemző, a legmagasabb pedig a gyepterületekre. A legkisebb értéket 2,56 % a 2017-es évben szántón, a legnagyobbat, gyepterületen 2015-ben mértem (10,8 %).

4.3.5. Nitrát-tartalom (NO₃⁻)

A 45. jól láthatóak az egyes területtípusok nitrát-tartalmának átlagértékei a vizsgált 5 évben (2014-2018). A művelésből kivont halomtetők és a szántóföldi területekre nagy variabilitás jellemző. A nitrogén-tartalom esetében megfigyelhető, hogy a szántóföldi mintákban jellemző magasabb átlagos nitrát értéke csak néhány %-kal tér el a felhagyott területek értékeitől. A halomtetők esetében az első vizsgálati évben (2014) még a szántóföldi területhez hasonló eredmények születtek (78,8 mg/kg±5,4). A szántóföldi művelés következtében megemelkedett tápanyagtartalom (nitrát-tartalom) lassíthatja a felhagyott szántók spontán regenerációját, továbbá mivel ezek a felhagyott területek zárt vegetációval (gyep) fedettek, a tartós növényfedettség gátolja a nitrát kimosódását. A lassú regeneráció következtében az alacsonyabb tápanyag ellátottságot kedvelő löszgyep-fajok hátrányba kerülnek a gyomokkal szemben, a szukcesszió pedig megrekedhet. Megfigyelhető az is, hogy a rehabilitált halomfelszínek talajában évről-évre csökken a nitrát-tartalom. 2018-ban már a gyepterületek átlagértékéhez közelített (49,9 mg/kg±1,8). Látható, hogy minden vizsgálati évben a gyepterületeken volt a legalacsonyabb az nitrát-tartalom (37,4 mg/kg±0,3). A felhagyott halomfelszínek talaja és a szántott területek talaja között a nitrát-tartalmat illetően csak az első két vizsgálati évben nem figyelhető meg szignifikáns különbség ($p \geq 0,05$), 2016-tól kezdődően azonban már szignifikáns különbség áll fenn ($p \leq 0,05$).



45. ábra: A vizsgált területtípusok talajának átlagos NO_3^- tartalma (mg/kg)

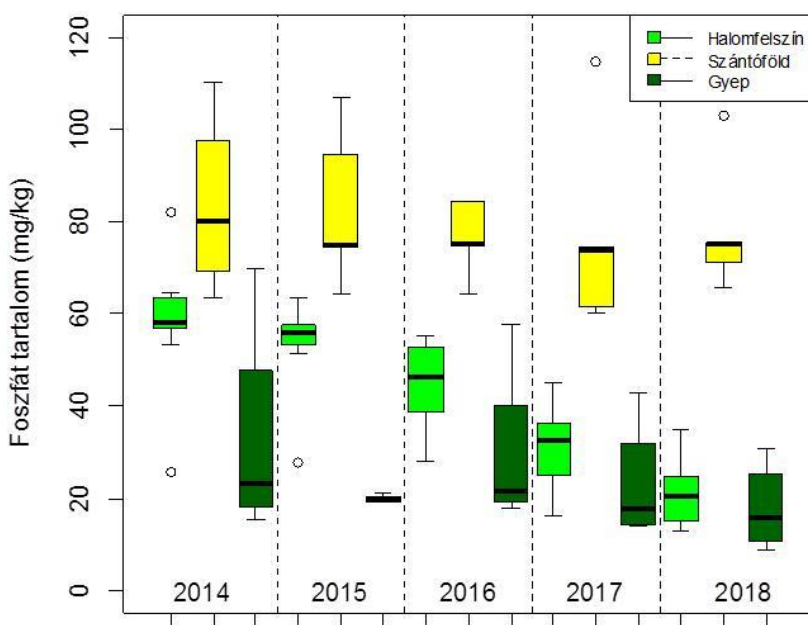
Az átlagos nitrát-tartalom értékek tekintetében, a legalacsonyabb érték a gyepterületek talajára volt jellemző, a legmagasabb pedig a szántóföldek talajára. A minimális érték a mérés során gyepen 10,1 mg/kg a 2018-as évben, a maximális pedig 146,7 mg/kg 2015-ben szántón adódott.

4.3.6. Foszfát-tartalom

Az AL-oldható foszfát-tartalmat illetően minden vizsgálati évben szignifikánsan ($p \geq 0.05$) elkülönülnek a szántóföldi területek a másik két területtípustól (46. ábra). A foszfát átlagos mennyisége az egyes típusú területeken a nitrát megoszlásához hasonlóan a műtrágyák használatához, vagy használatának megszüntetéséhez köthető. A művelésből kivont, felhagyott halmok területén a foszfát mennyisége általánosságban alacsonyabb volt, hiszen a folyamatos utánpótlás megszűnt. A legmagasabb, művelt talajra jellemző értékek 77,1 mg/kg - 80,8 mg/kg \pm 6,4 között

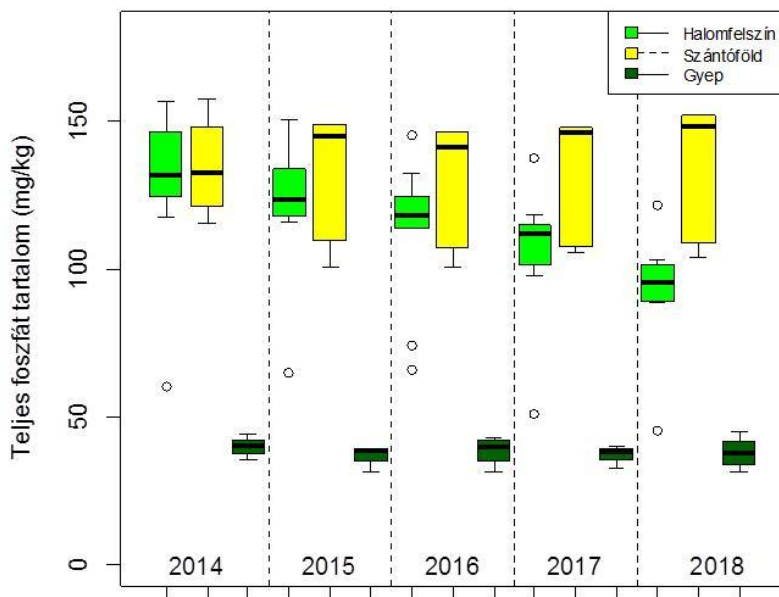
változtak. A felhagyott halom felszínén alacsonyabb értékeket mértem: 21,06 mg/kg - 58,34 mg/kg±1,70. A felhagyást követően folyamatos csökkenés volt megfigyelhető a halomfelszínnek talajában. A legkisebb átlagértékeket pedig a természetes állapotú, bolygatatlan gyepel borított területtípus esetében kaptam: 17,82 mg/kg – 20,93 mg/kg±1,49.

A MÉM-NAK egykori ajánlása szerinti táblázat alapján a kapott eredmények figyelembevételével elmondható, hogy az első két vizsgálati évben még a gyenge ellátottságú csoportba tartoztak a felhagyott halom felszínének (51-90 mg/kg), hasonlóan a szántóföldi művelés alatt álló területek talajához, a művelés felhagyásával azonban az igen gyenge csoportba kerültek (50> mg/kg), amely már a természetesebb állapotra utal.



46. ábra: A vizsgált területtípusok talajának átlagos Al-oldható foszfát tartalma (mg/kg)

A másik foszfát tápanyagellátottsági értéket tekintve, vagyis a talajok teljes foszfor, P_2O_5 (mg/kg) tartalmát (47. ábra), szintén a bolygatlan, emberi behatástól mentes gyepterületeken volt megfigyelhető a legalacsonyabb átlagérték minden egyes vizsgálati évben ($37,92 \text{ mg/kg} \pm 4,13$). A nitrát-tartalomhoz hasonlóan a vizsgálat kezdetén a foszfát-tartalom átlagos értéke a halomfelszíneken a szántóéhoz volt hasonló ($143,54 \text{ mg/kg} \pm 5,37$), míg az utolsó vizsgálati évben már csökkenés volt megfigyelhető a kiindulási állapothoz képest ($90,58 \text{ mg/kg} \pm 2,54$). Szignifikáns eltérés a 2016-os vizsgálati évtől kezdődően volt megfigyelhető a felhagyott és a szántott talaj között ($p \geq 0,05$).



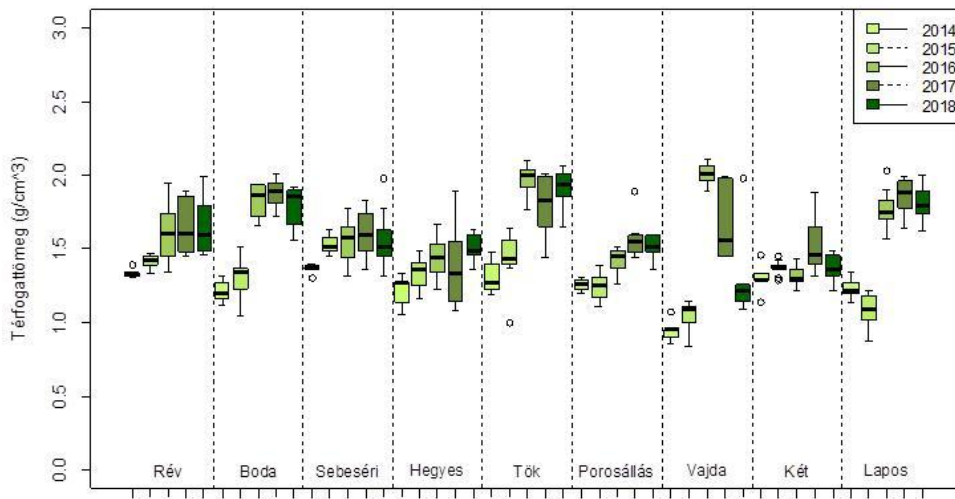
47. ábra: A vizsgált területtípusok talajának átlagos teljes foszfát (P_2O_5) tartalma (mg/kg)

4.4. A talajtulajdonságok időbeli változásai halmonként

4.4.1. A halomfelszínek térfogattömeg értékei

A 48. ábrán látható, hogy a vizsgált halmok talajában hogyan változtak 2014-2018 között az átlagos térfogattömeg értékek (g/cm^3). Összességében elmondható, hogy minden felhagyott halom esetében megfigyelhető volt a talaj térfogattömeg átlagos értékének növekedése.

A legalacsonyabb átlagos térfogattömeg értékeket összességében a Révhalom talajában ($1,47 \pm 0,52 \text{ g/cm}^3$), a legmagasabb értékeket pedig a Vajda halom talajában mértem ($2,03 \pm 0,08 \text{ g/cm}^3$). A Vajda-halom talajában 2016 és 2018 között csökkenés figyelhető meg az átlagértékek tekintetében, amely feltehetően a szukcesszió során fejlődő erőteljes gyökérszövet, illetve a talajlakó élővilág lazító hatásának köszönhető.



48. ábra: A vizsgálatban szereplő halmok felszínének átlagos térfogattömeg értékei (g/cm^3) 2014-2018 között

A legrosszabb talajállapotú *Révhalom* esetében a vizsgálat kezdetén (2014) az átlagos térfogattömeg értékek átlagban a legalacsonyabbak voltak ($1,47 \text{ g/cm}^3 \pm 0,52$). A vizsgálat utolsó éveiben bár némi növekedés megfigyelhető volt ($1,63 \text{ g/cm}^3 \pm 0,88$), azonban látható, hogy összességében kismértékű a változás.

A *Boda-halom* esetében is elmondható, hogy a vizsgálat kezdetén (2014) az átlagos térfogattömeg értékek alacsonyabbak voltak ($1,22 \text{ g/cm}^3 \pm 0,08$), a vizsgálat utolsó éveiben azonban a talajállapotban regenerálódás volt megfigyelhető ($1,82 \text{ g/cm}^3 \pm 0,13$).

A *Sebeséri-halom* esetében látható, hogy ez a halomfelszín sem volt nagyon rossz talajállapotú ($1,39 \pm 0,46$), így a vizsgálat utolsó évében is közel hasonló értéket kaptam ($1,43 \pm 0,47$).

A *Hegyes-halom* esetében szintén az figyelhető meg, hogy a vizsgálat kezdetén (2014) az átlagos térfogattömeg értékek nem voltak annyira leromlott állapotban ($1,21 \text{ g/cm}^3 \pm 0,11$). A vizsgálat utolsó évében azért megfigyelhető a növekedés ($1,51 \text{ g/cm}^3 \pm 0,10$).

A *Tök-halom* esetében a vizsgálat kezdetén (2014) az átlagos térfogattömeg értékek alacsonyabbak voltak ($1,32 \text{ g/cm}^3 \pm 0,12$), a vizsgálat utolsó éveiben pedig már jelentős változás is megfigyelhető ($1,91 \text{ g/cm}^3 \pm 0,13$).

A *Porosállás-halom* esetében a vizsgálat kezdetén (2014) az átlagos térfogattömeg értékek alacsonyabbak voltak ($1,23 \text{ g/cm}^3 \pm 0,07$), azonban megfigyelhető a folyamatos, egyenlő arányú növekedés, így a vizsgálat utolsó évében már a talajállapot regenerálódottnak tekinthető ($1,53 \text{ g/cm}^3 \pm 0,08$).

A *Vajda-halom* esetében a vizsgálat kezdetén (2014) az átlagos térfogattömeg értékek nagyon alacsonyak voltak, leromlott állapotúnak volt mondható a talajfelszín ($0,94 \text{ g/cm}^3 \pm 0,08$). A vizsgálat utolsó éveiben azonban növekedés volt megfigyelhető ($1,66 \text{ g/cm}^3 \pm 0,42$) ami a talaj folyamatos regenerálódását jelzi.

A *Két-halom* esetében az összes vizsgálati évben közel azonosak voltak az átlagos térfogattömeg értékek ($1,38 \text{ g/cm}^3 \pm 0,09$). A térfogattömeg átlagos értékei is mutatják, hogy ezen a halomfelszínen nem történt emberi bolygatás.

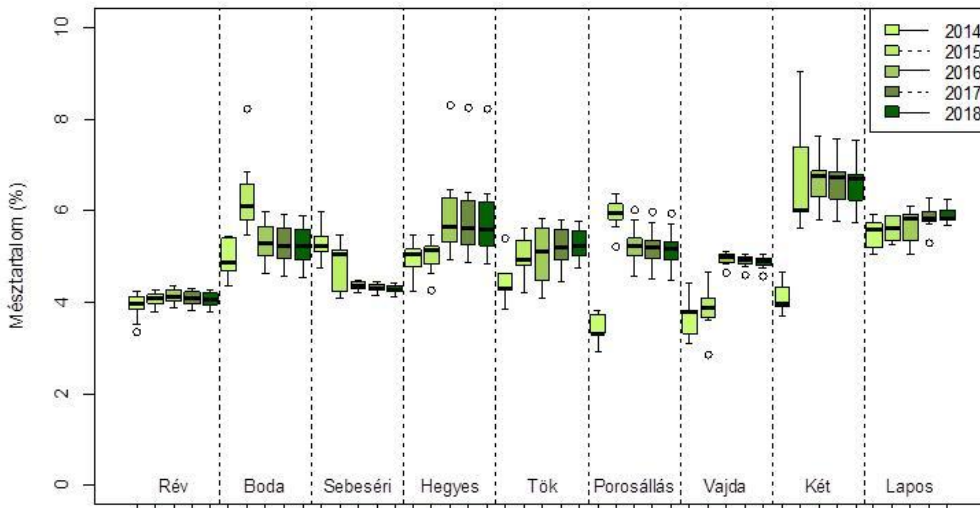
A *Lapos-halom* esetében a vizsgálat kezdetén (2014), amelynek felszínén szintén nem történt folyamatos szántóföldi művelés, az átlagos térfogattömeg értékek alacsonyabbak voltak ($1,23 \text{ g/cm}^3 \pm 0,08$), a vizsgálat utolsó három évében azonban stagnálás volt megfigyelhető, az értékek egy átlagszinten megálltak ($1,80 \text{ g/cm}^3 \pm 0,12$).

Összességében megfigyelhető, hogy a térfogattömeg átlagos értékeinek tekintetében a halomfelszínnek talajában az utolsó két mérési évben stagnálás figyelhető meg. A bolygatás felhagyásával és a művelés megszűnésével az 5 éves eredmények alapján már elmondható, hogy három év után beállt egy egyensúlyi állapot. Látványosabb növekedés az átlagos térfogattömeg értékeit tekintve azokon halomfelszíneken volt jelentősebb, amelyek a legintenzívebb használat alatt voltak.

4.4.2. A halomfelszínnek mésztartalma

A 49. ábrán látható, hogy a vizsgált halmok talajában hogyan változott 2014-2018 között az átlagos mésztartalom (%). Összességében elmondható, hogy minden halom esetében megfigyelhető volt a talaj mésztartalmának növekedése.

A legalacsonyabb átlagos mésztartalom értéket kivétel nélkül a Révhalom talajában mértem ($3,98\% \pm 0,21$). A Révhalom a folyamatos intenzív szántóföldi művelésnek volt kitéve a lucerna vetésével évtizedeken keresztül, aminek következtében a talaj mésztartalma fokozatosan megnőtt. A felhagyást követően azonban itt is megfigyelhető az átlagértékekben csekély mértékű növekedés, amely kedvez a talaj természetes szerkezetének kialakulásához. A legmagasabb, a növények számára is optimális állapotot minden évben a Két halom talajában mértem ($6,53\% \pm 0,41$), amelynek felszínén természetes állapotú löszgyep található.



49. ábra: A vizgálatban szereplő halmok felszínének átlagos mésztartalma (%) 2014-2018 között

A Révhalom esetében nem figyelhető meg jelentős változás. A vizsgálat kezdetén (2014) az átlagos mésztartalom a halomfelszín talajában kevéssel volt alacsonyabb ($3,61\% \pm 0,27$), mint a vizsgálat utolsó évében ($4,05\% \pm 0,16$). Ennél a halomnál a talajfelszín lassabban nyeri vissza a természeteshez közeli állapotát, mivel többek között ezen a halomfelszínen a talajtömörödöttségi értékek is alacsonyabbak.

A Boda-halom esetében sem volt megfigyelhető jelentős változás. A vizsgálat kezdetén (2014) az átlagos mésztartalom a halomfelszín talajában alacsonyabb volt ($4,96\% \pm 0,46$), de a vizsgálat utolsó évében sem történt jelentős növekedés ($5,62\% \pm 0,43$).

A Sebeséri-halom esetében szintén nem figyelhető meg jelentős változás. A vizsgálat kezdetén (2014) az átlagos mésztartalom a halomfelszín talajában alacsonyabb volt ($4,99\% \pm 0,68$), de nem sokkal nőtt a vizsgálat utolsó évében ($5,78\% \pm 0,61$).

A *Hegyes-halom* esetében folyamatos növekedés figyelhető meg a halomfelszín talajában. A vizsgálat kezdetén (2014) alacsonyabb értékek jellemezték a talaját ($4,97\% \pm 0,36$), az utolsó évben azonban már a természetes állapotú talajokra jellemző átlagértéket kaptam ($5,99\% \pm 0,97$).

A *Tök-halom* átlagos mésztartalom értékei esetében egy viszonylag stagnáló állapot jellemző, jelentős változás az értékeket illetően nem történt. A vizsgálat kezdetén (2014) az átlagos mésztartalom a halomfelszín talajában némileg alacsonyabb volt ($4,49\% \pm 0,58$), mint a vizsgálat utolsó éveiben ($5,27\% \pm 0,34$).

A *Porosállás-halom* esetében sem figyelhető meg jelentős változás. A vizsgálat kezdetén (2014) az átlagos mésztartalom a halomfelszín talajában csekély mértékben volt alacsonyabb ($5,43\% \pm 0,37$), mint a vizsgálat utolsó évében ($6,20\% \pm 0,41$). Ezen a halomfelszínen közepesen meszes állapotú volt a talaj már a vizsgálat kezdetén is.

A *Vajda-halom* esetében a vizsgálat kezdetén (2014) az átlagos mésztartalom a halomfelszín talajában alacsonyabbak voltak ($3,69\% \pm 0,51$). A vizsgálat utolsó éveiben azonban növekedés volt megfigyelhető ($4,87\% \pm 0,17$) ami a talaj folyamatos regenerálódását jelzi.

A *Két-halom* esetében a természetes állapotának köszönhetően látható, hogy a vizsgálat kezdetén (2014) nem jellemezték talaját kiugróan alacsonyabb átlagos mésztartalom értékek ($6,12\% \pm 0,38$). Az utolsó évben is egy természetes állapotú talajra jellemző átlagértéket mértem ($6,83\% \pm 0,54$).

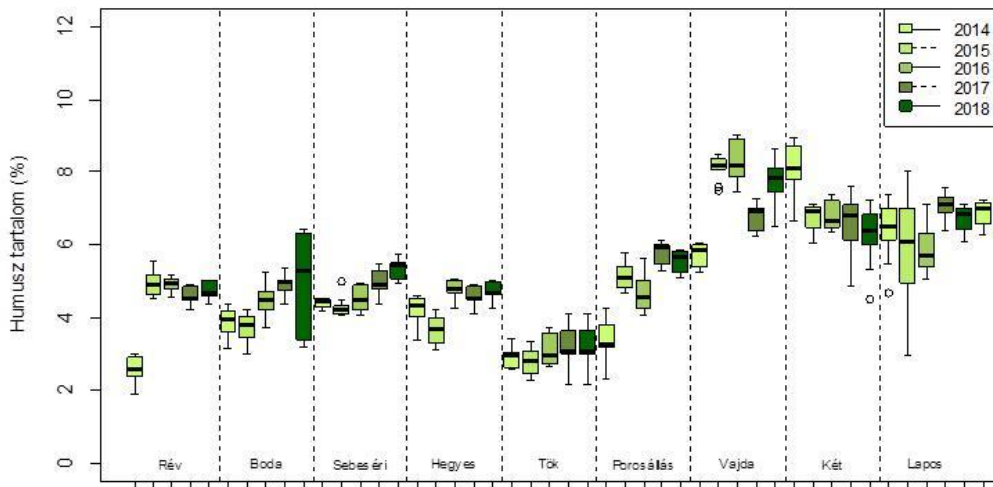
A *Lapos-halom* esetében látható, hogy a vizsgálat kezdetén (2014) alacsonyabb az átlagos mésztartalom érték ($5,49\% \pm 0,37$). A vizsgálat során megfigyelhető volt a növekedés, az utolsó évben ($5,91\% \pm 0,20$) magasabb értékeket mértem.

4.4.3. A halomfelszínek humusztartalma

Az 50. ábra mutatja, hogy a vizsgált 5 évben (2014-2018) hogyan alakult a felhagyott talajfelszíneken az átlagos humusztartalom (%). Ennek ismeretében elmondható, hogy azokon a halmokon, ahol korábban szántóföldi művelés folyt, a művelés felhagyását követően (2014) folyamatosan nőtt a talajfelszíneken a humusztartalom (%). Azokon a halmokon, ahol semmilyen művelést nem folytattak, az átlagértékek minden vizsgálati évben közel hasonlóan alakultak (Két-halom, Vajda-halom).

A Két-halom esetében - mivel a halomfelszín jelentős részén természetes állapotú gyeppel rendelkező területre jellemző humusztartalom átlagértékeket kaptam ($6,51\% \pm 0,22$). A legmagasabb érték azonban a Vajda-halom talajában volt jellemző ($7,69\% \pm 0,31$). Valószínűleg ez annak köszönhető, hogy a Vajda-halom területén korábban akácot telepítettek, ami elősegíthette a talajban a folyamatos humuszképződést. Az állomány telepítésével ugyanis növelhető a talajban a felszín humusztartalma. A legalacsonyabb értéket minden vizsgálati évben a Tök-halom esetében kaptam ($3,37\% \pm 0,61$). A Tök-halom felszínén a felhagyást megelőzően egyéves kultúrák vetésével folyamatos szántóföldi művelés folyt, aminek következtében a talajban található humusztartalom fokozatosan csökkent.

Összességében azonban e talajtulajdonság esetében is elmondható, hogy a vizsgálat elejétől (2014) kezdve évről-évre megfigyelhető minden halomtető felszíni talajrétegében a humusztartalom növekedése.



50. ábra: A vizsgálatban szereplő halmok felszínének átlagos humusz tartalma (%) 2014-2018 között

A Révhalom esetében az első vizsgálati évben (2014) jelentősen alacsonyabb volt a talajfelszín humusztartalma ($3,57\% \pm 0,34$). A következő években viszont már egy stagnáló állapot volt jellemző ($4,94\% \pm 0,04$). Az első és utolsó vizsgálati év közötti eredmények tekintetében nincs szignifikáns különbség ($p \geq 0,05$).

A Boda-halom esetében közepes humusztartalom volt jellemző a talajfelszínen. A vizsgálat kezdetén (2014) az átlagos humusztartalom a halomfelszínének talajában alacsonyabb volt ($4,93\% \pm 1,34$), mint az utolsó években ($5,88\% \pm 0,39$). Az első és utolsó vizsgálati év közötti eredmények tekintetében szignifikáns különbség van ($p \leq 0,05$).

A Sebeséri-halom esetében a humusztartalom értékei folyamatosan növekedtek. A vizsgálat kezdetén alacsonyabb humusztartalmú állapot volt jellemző ($4,03\% \pm 1,36$), majd a vizsgálat utolsó évében már magasabb átlagértéket mértem

(5,16%±1,59). Az első és utolsó vizsgálati év közötti eredmények tekintetében szignifikáns különbség van ($p \leq 0,05$).

A *Hegyes-halom* esetében szintén látható a talaj humusztartalmát illetően, hogy az első vizsgálati évben alacsonyabb (3,66±0,37), majd növekvő, magasabb átlagértékek jellemezték a halomfelszín talaját (4,91±0,26). Az első és utolsó vizsgálati év közötti eredmények tekintetében van szignifikáns különbség ($p \leq 0,05$).

A *Tök-halom* esetében a vizsgálat kezdetén (2014) az átlagos humusztartalom a halomfelszín talajában alacsonyabb volt (2,89%±0,28). Folyamatos növekedést tapasztaltam a halomfelszín talajában a humusztartalmat illetően, a vizsgálat utolsó évében pedig már természetesebbhez közelebbi állapot volt megfigyelhető (3,82%±0,59). Az első és utolsó vizsgálati év közötti eredmények tekintetében szignifikáns különbség van ($p \leq 0,05$).

A *Porosállás-halom* esetében a kezdeti alacsonyabb humusztartalmú állapothoz képest (5,00%±0,67) a növekedés megfigyelhető volt. A vizsgálat utolsó évében már magasabb átlagérték volt jellemző (5,84%±0,29). Az első és utolsó vizsgálati év közötti eredmények tekintetében nincs szignifikáns különbség ($p \geq 0,05$).

A *Vajda-halom* esetében a vizsgálat kezdetén (2014) az átlagos humusztartalom (7,93%±1,20) a halomfelszínek talajában hasonló volt a vizsgálat végén is (8,03%±0,73). A vizsgálat egyik évében (2016) kaptam alacsonyabb értékeket (6,78%±0,36). A magas humusztartalom az akácok jelenlétének is köszönhető. Az első és utolsó vizsgálati év közötti eredmények tekintetében nincs szignifikáns különbség ($p \geq 0,05$).

A *Két-halom* esetében látható, hogy minden vizsgálati évben közel azonosan magas humusz átlagértékek voltak jellemzőek (6,51%±0,22), köszönhetően a természetes állapotú gyepeknek. 2015-ben volt ez az átlagérték alacsonyabb (6,19%±0,36), de ez sem számít extrém eltérésnek. Az első és utolsó vizsgálati év közötti eredmények tekintetében nincs szignifikáns különbség ($p \geq 0,05$).

A *Lapos-halom* esetében látható szintén kismértékű növekedés volt megfigyelhető a talaj humusztartalmát illetően. A vizsgálat első három évében közel azonos volt az átlagos humusztartalom a halomfelszínek talajában (5,94%±0,08).

A vizsgálat utolsó évében valamivel magasabb átlagérték volt jellemző (6,87%±0,37). Az első és utolsó vizsgálati év közötti eredmények tekintetében nincs szignifikáns különbség ($p \geq 0,05$).

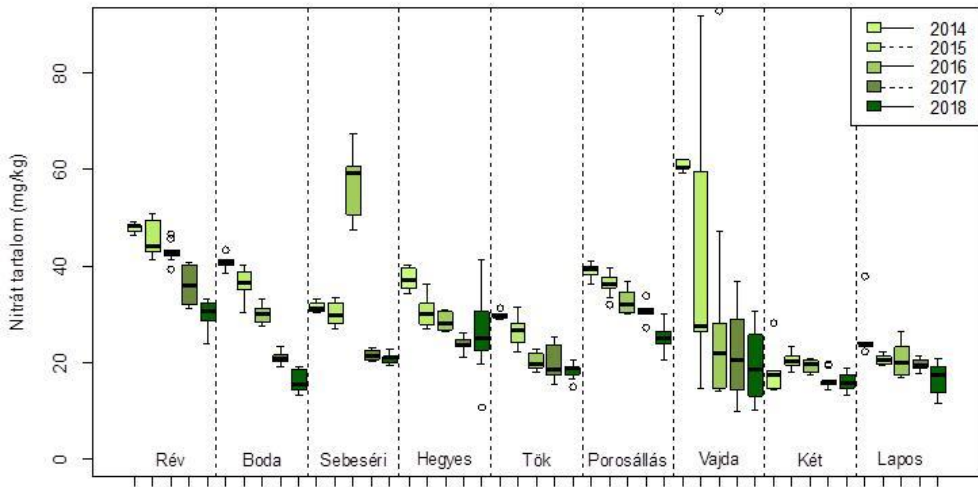
4.4.4. A halomfelszínek nitrát-tartalma (NO₃⁻)

Az 51. ábrán jól látható, hogyan alakult az egyes halomfelszínek talajában a könnyen kioldható nitrát tartalom 2014-2018 között. Azokon a halmokon, ahol korábban szántóföldi művelés folyt, 2014-ben még magasabb, a szántóföldi területek átlagértékéhez hasonlóakat kaptam. A vizsgálat utolsó évében (2018) azonban már egy optimálisabb állapot figyelhető meg a talajok nitrát-tartalmát illetően.

A legmagasabb átlagértékek 2014-ben a Vajda-halom esetében figyelhetőek meg (60,16 mg/kg±9,39). Ezen a halmon, ahogy már korábban is említettem, akácok voltak telepítve, aminek következtében a talajban a tápanyagviszony gyorsan megváltozott. Az akácgyökér rizóbiámának (*Rhizobium leguminosarum*) adaptációja következtében ugyanis önálló nitrogénkötésre képes, továbbá az akác lombja igen gazdag nitrogéntartalmú vegyületekben, ezért az avarja igen gyorsan bomlik, s ez a talaj felső rétegében nitrogén-túlkínálatot idéz elő.

A további vizsgálati években azonban egységesen a Révhalom esetében volt megfigyelhető a legmagasabb nitrát-tartalom átlagérték (40,28 mg/kg±5,07), köszönhetően a legintenzívebb szántóföldi művelés jelenlétének. A legalacsonyabb értékeket pedig a természetes állapotú Két-halom felszínének talajában mértem (18,31 mg/kg±1,47).

A Lapos-halom és Két-halom kivételével minden halomfelszín talajának átlagértékei között megfigyelhető az első és utolsó vizsgálati év közötti eredmények tekintetében szignifikáns különbség ($p \leq 0,05$).



51. ábra: A vizsgálatban szereplő halmok felszínének átlagos nitrát-tartalma (mg/kg) 2014-2018 között

A *Révhalom* esetében az erősen bolygatott talajállapotnak köszönhetően a vizsgálat első évében (2014) a nitrát átlagértékek magasabbak voltak ($40,37 \text{ mg/kg} \pm 5,45$), mint az utolsó vizsgálati évben ($16,24 \text{ mg/kg} \pm 3,72$). Évről-évre folyamatos csökkenés figyelhető meg.

A *Boda-halom* esetében is hasonlóan alakultak az átlagos nitrát-tartalom értékek. A vizsgálat első évében (2014) a nitrát értékek magasabbak voltak ($40,37 \text{ mg/kg} \pm 5,45$), mint az utolsó vizsgálati évben ($16,24 \text{ mg/kg} \pm 3,72$).

A *Sebeséri-halom* 2014-ben, a vizsgálat kezdetén magasabb értéket mutatott ($28,65 \pm 3,32$), mint a vizsgálat utolsó évében ($19,70 \text{ mg/kg} \pm 2,78$).

A *Hegyes-halom* esetében folyamatos csökkenés volt megfigyelhető a talajfelszín nitrát átlagértékeit tekintve. 2014-ben még magasabbak értékeket kaptam ($37,17 \text{ mg/kg} \pm 1,64$), mint a vizsgálat utolsó évében ($21,13 \text{ mg/kg} \pm 0,52$). A folyamatos talajregenerálódás itt is megfigyelhető.

A *Tök-halom* esetében is a folyamatos csökkenés volt jellemző az átlagos nitrát-tartalom értéket illetően, a vizsgálat kezdetén (2014) a nitrát értékek alacsonyabbak voltak ($29,01 \text{ mg/kg} \pm 1,48$), mint az utolsó vizsgálati évben ($18,31 \text{ mg/kg} \pm 1,60$).

A *Porosállás-halom* esetében az átlagos nitrát-tartalom értékek 2014-ben magasabbak voltak ($39,76 \text{ mg/kg} \pm 12,35$), mint a vizsgálat utolsó évében ($24,05 \text{ mg/kg} \pm 6,50$). Folyamatosan csökkent a halomfelszín talajában a nitrát átlagértéke.

A *Vajda-halom* esetében jellemző volt az a folyamatos csökkenés az átlagos nitrát-tartalom értéket illetően, amely a felhagyás hatásának köszönhető. A vizsgálat kezdetén (2014) kiugróan magas nitrát értékek jellemezték a felszín talaját ($60,16 \text{ mg/kg} \pm 9,39$), köszönhetően a korábbi akáctelepítésnek. A vizsgálat utolsó évében azonban már megfigyelhető volt a természetes gyephez közelebbi állapot ($19,39 \text{ mg/kg} \pm 7,33$).

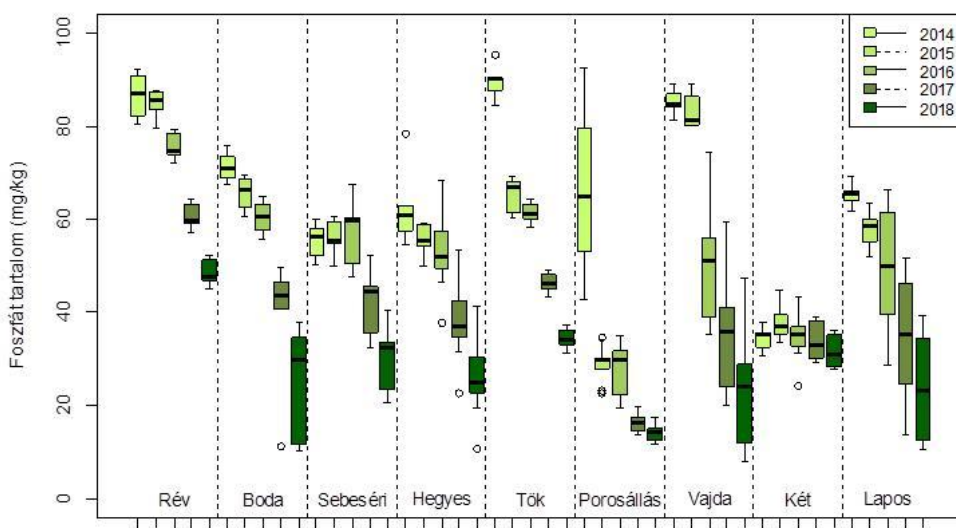
A *Két-halom* esetében mivel szintén egy természetes állapotú halomfelszínről van szó, látható, hogy az átlagos nitrát-tartalom értékek közel azonosak voltak minden vizsgálati évben. A vizsgálat első három évében kicsit magasabb értékeket kaptam ($19,67 \text{ mg/kg} \pm 1,01$), a vizsgálat utolsó évében azonban alacsony eredmények születtek ($15,96 \text{ mg/kg} \pm 1,78$).

A *Lapos-halom* esetében kiugróan magas érték csak a vizsgálat első évében (2014) volt ($26,40 \text{ mg/kg} \pm 4,46$). Mivel a Lapos-halom felszíne bolygatlan volt, ezért a vizsgálat többi évében hasonlóan alacsony értékeket mértem ($17,33 \text{ mg/kg} \pm 1,35$).

4.4.5. A halomfelszínek foszfát-tartalma

Az 52. ábrán a könnyen felvehető foszfát-tartalom átlagértékei láthatóak a vizsgálati éveken (2014-2018). Szignifikánsan ($p < 0,05$) elkülönülnek azok a halmok, ahol korábban szántóföldi művelés nem volt megfigyelhető. Ilyen halom a Két-halom, ahol a természetesnek mondható gyep jelenléte miatt a felszíni talajrétegben az átlagos foszfát-tartalom csekély ($34,01 \text{ mg/kg} \pm 0,85$). Jellemzően a legalacsonyabb foszfát-tartalom a Porosállás-halom talajában volt megfigyelhető

(24,30mg/kg±1,51). A legmagasabb értéket ebben az esetben is a leginkább művelt Révhalom esetében mértem (71,17mg/kg±1,20). A felhalmozódás a korábbi intenzív műtrágyák használatával magyarázható. A Két-halom kivételével minden halomfelszín talajának átlagértékei között megfigyelhető az első és utolsó vizsgálati év közötti eredmények tekintetében szignifikáns különbség ($p \leq 0,05$).



52. ábra: A vizsgálatban szereplő halmok felszínének Al-oldható foszfát-tartalom átlagértékei (mg/kg) 2014-2018 között

A legrosszabb talajállapotú Révhalom esetében az első két vizsgálati évben még jelentősen magasabb értékek voltak jellemzőek (86,48mg/kg±5,18), majd az átlagértékek közel a felére csökkentek az utolsó évben (48,50mg/kg±2,48).

A Boda-halom esetében az első három vizsgálati évben még jelentősen magasabb értékek voltak jellemzőek (65,84 mg/kg±0,07), majd az átlagértékek csökkentek (23,92 mg/kg±12,51).

A *Sebeséri-halom* esetében jellemző, hogy az első vizsgálati évben magasabb volt a foszfát átlagos értéke a talajfelszínen ($64,71 \text{ mg/kg} \pm 2,89$), majd az átlagértékek folyamatosan évről-évre csökkentek és az utolsó vizsgálati évben már sokkal alacsonyabban alakult ($29,84 \text{ mg/kg} \pm 7,39$).

A *Hegyes-halom* esetében a második vizsgálati évben kiugróan magasabb érték volt jellemző ($62,85 \text{ mg/kg} \pm 9,23$), az utolsó vizsgálati évben azonban az átlagértékek a felére csökkentek az utolsó évben ($26,53 \text{ mg/kg} \pm 8,78$).

A *Tök-halom* esetében is folyamatos csökkenés volt jellemző az átlagos foszfát-tartalmat illetően. Az első vizsgálati évben még magas értéket kaptam ($89,51 \text{ mg/kg} \pm 3,99$), az utolsó évben azonban már alacsonyabb érték született ($34,39 \text{ mg/kg} \pm 1,81$).

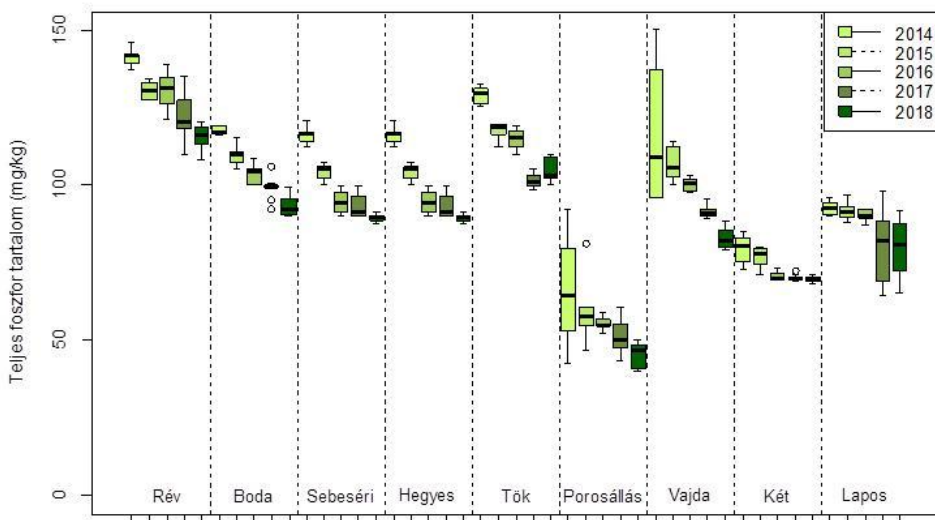
A *Porosállás-halom* esetében az első három vizsgálati évben még jelentősen magasabb értékek voltak jellemzőek ($33,87 \text{ mg/kg} \pm 2,32$), majd az átlagértékek több mint a felére csökkentek az utolsó évben ($14,09 \text{ mg/kg} \pm 1,74$).

A *Vajda-halom* esetében látható, hogy a korábban akáccal telepített talajfelszínen folyamatosan csökken az átlagos foszfát-tartalom a talaj felső rétegében. Az első vizsgálati években még kiugróan magas értékeket kaptam ($85,10 \text{ mg/kg} \pm 2,96$), a folyamatos csökkenés azonban megfigyelhető a talajban, így a vizsgálat utolsó évében már jelentősen alacsonyabb értékek mutatkoztak. ($23,63 \text{ mg/kg} \pm 12,34$).

A *Két-halom* esetében közel azonos értékeket kaptam minden vizsgálati évben, mivel ez a halomfelszín természetes, bolygatatlan állapotú volt már a vizsgálat kezdetén is. Az első vizsgálati évben $34,47 \text{ mg/kg} \pm 2,81$ átlagértéket kaptam, a vizsgálat utolsó évében pedig: $31,80 \text{ mg/kg} \pm 3,43$.

A *Lapos-halom* esetében, bár korábban nem állt szántóföldi művelés alatt, a halomfelszín talajának átlagos foszfát-tartalma mégis évről-évre csökkent. Az első vizsgálati évben ugyanis magasabb értéket kaptam ($65,26 \text{ mg/kg} \pm 2,80$), mint a vizsgálat utolsó évében. ($24,16 \text{ mg/kg} \pm 10,56$).

A talajban található teljes foszfát (P_2O_5 mg/kg) mennyiségének tekintetében (53. ábra) legmagasabb és a legalacsonyabb értékek értelemszerűen a könnyen-oldható foszfát tartalomhoz hasonlóan alakultak a vizsgálati években. Legalacsonyabb érték a Porosállás-halom talajában volt megfigyelhető ($55,57 \text{ mg/kg} \pm 7,65$), a legmagasabb pedig a Révhalom felszíni talajrétegében ($129,01 \text{ mg/kg} \pm 9,31$). A Két-halom ebben az esetben is elkülönül szignifikánsan ($p < 0,05$).



53. ábra: A vizsgálatban szereplő halmok felszínének teljes foszfát-tartalom átlagértékei (P_2O_5 mg/kg) 2014-2018 között

A Rév-halom esetében a folyamatos csökkenés csak kismértékben figyelhető meg a talajfelszín teljes foszfát átlagtartalmát illetően. Az első vizsgálati évben némileg magasabb volt ($141,29 \text{ mg/kg} \pm 0,71$), majd az utolsó vizsgálati évben már alacsonyabban értékeket kaptam ($115,11 \text{ mg/kg} \pm 0,29$).

A Boda-halom esetében minimálisan, de megfigyelhető a folyamatos csökkenés a talajfelszín teljes foszfát átlagtartalmát illetően. Az első vizsgálati évben az

átlagérték magasabb volt (117,56 mg/kg±0,88), majd az utolsó vizsgálati évben már alacsonyabb értékeket kaptam (93,42 mg/kg±0,32).

A *Sebeséri-halom* felszínén az első vizsgálati évben magasabb volt az átlagérték (107,52 mg/kg±0,85), az utolsó három vizsgálati évben azonban közel azonos, alacsonyabb értékek mutatkoztak (89,04 mg/kg±0,16).

A *Hegyes-halom* esetében a talajfelszín teljes foszfát átlagtartalma az első vizsgálati évben magasabb volt (116,65 mg/kg±0,54), majd az utolsó vizsgálati évben alacsonyabb értékek mutatkoztak (89,55 mg/kg±0,60).

A *Tök-halom* esetében jelentős csökkenés nem történt a talaj teljes átlagos foszfát-tartalmát illetően. Az első vizsgálati évben volt a legmagasabb (129,36 mg/kg±0,20), azonban az utolsó vizsgálati évben sem csökkent nagyobb arányban az értéke (104,53 mg/kg±0,40).

A *Porosállás-halom* esetében látható a folyamatos csökkenés évről-évre a talaj teljes átlagos foszfát tartalmát illetően. Az első vizsgálati évben volt a legmagasabb (65,05 mg/kg±0,77), az utolsó évben pedig alacsonyabb volt az értéke (45,50 mg/kg ± 0,75).

A *Vajda-halom* esetében hasonlóan alakultak az arányok a teljes foszfor tartalmát illetően is. Az első vizsgálati évben magasabb volt a teljes foszfát átlagos értéke a talajfelszínen (117,83 mg/kg±0,89), majd az átlagértékek folyamatosan évről-évre csökkentek, és az utolsó vizsgálati évben már sokkal alacsonyabban alakult (83,63 mg/kg±0,84).

A természetes állapotú *Két-halom* esetében a talaj teljes átlagos foszfát-tartalma stagnált, az első vizsgálati években csekély mértékben voltak magasabbak az átlagértékek (79,09 mg/kg±0,89), az utolsó vizsgálati évben alacsonyabban alakult (69,09 mg/kg±0,61).

A *Lapos-halom* esetében szinte alig látható csökkenés a talaj teljes átlagos foszfát tartalmát illetően, ugyanis ezen a halomfelszínen korábban szántóföldi művelés nem történt. Az első vizsgálati években magasabbak voltak az átlagértékek (92,05 mg/kg±0,06), azonban az utolsó vizsgálati évben sem csökkent nagyobb arányban az értéke (79,98 mg/kg±0,97).

4.5. Az egyes talajtulajdonságok változásainak hatása egymásra

A következő táblázatban (6. táblázat) összefoglalva látható annak a korrelációs számításnak az eredménye, amelynek során összehasonlítottam a vizsgált halmok (halomfelszínek) esetében külön-külön, hogy az egyes mért talajtani paraméterek az első (2014) illetve utolsó vizsgálati évben (2018) mennyire állnak szoros kapcsolatban. Ebben az esetben látható, hogy melyek azok a talajtani paraméterek, amelyek a legnehezebben változtak pozitív irányban az adott halom esetében. Minél gyengébb a kapcsolat, annál inkább került a halom természetesebb állapotba talajfelszínét tekintve, minél szorosabb azonban a korreláció, annál inkább nem történt nagy változás a vizsgált 5 évben a halomfelszín talajában.

6. táblázat: Korreláció a halomfelszínek talajparamétereinek átlagos értékei között, az első (2014) és utolsó (2018) vizsgálati év tekintetében

	Térfogattömeg (g/cm ³)	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	Méstartalom (%)	Humusztartalom (%)	Nitrát (mg/kg)	Al-oldható foszfát (mg/kg)	Teljes P ₂ O ₅ foszfát (mg/kg)
Révhalom	r= -0,31	r= -0,59	r= -0,41	r= -0,18	r= -0,16	r= -0,28	r= -0,04	r= -0,33
Boda-halom	r= -0,52	r= -0,65	r= -0,50	r= -0,33	r= 0,31	r= 0,16	r= 0,67	r= -0,42
Sebeséri-halom	r= 0,14	r= -0,16	r= 0,03	r= -0,07	r= 0,22	r= 0,72	r= 0,33	r= 0,04
Hegyes-halom	r= -0,29	r= 0,48	r= 0,36	r= 0,28	r= 0,62	r= -0,83	r= -0,62	r= -0,88
Tök-halom	r= 0,46	r= 0,37	r= 0,33	r= -0,63	r= 0,17	r= -0,47	r= -0,03	r= 0,38
Porosállás-halom	r= -0,55	r= -0,32	r= -0,25	r= -0,83	r= -0,39	r= 0,21	r= -0,87	r= 0,36
Vajda-halom	r= 0,17	r= -0,50	r= -0,49	r= 0,40	r= -0,84	r= -0,55	r= 0,34	r= 0,42
Két halom	r= -0,30	r= -0,69	r= -0,36	r= 0,63	r= 0,02	r= 0,34	r= -0,30	r= 0,18
Lapos-halom	r= 0,51	r= 0,49	r= 0,48	r= -0,52	r= -0,04	r= -0,25	r= 0,54	r= 0,40

A korrelációs együttható értéke alapján látható (gyenge, elhanyagolható kapcsolat), hogy a Sebeséri-halom esetében nem történt jelentős változás a talajfelszín egyes talajtani tulajdonságaiban ($r \sim -0,1$; $p \geq 0,05$). Ezen a halmon korábban nem történt intenzív szántóföldi művelés (csak lucernát vetettek), ezáltal a talajállapot sem volt olyan mértékben roncolt.

Azokon a halomfelszíneken, ahol korábban akácot telepítettek (Vajda-halom, Porosállás-halom) a legtöbb talajparaméter esetében közepes, illetve erős korreláció figyelhető meg ($r \sim 0,4 - 0,9$; $p \geq 0,05$). Ezekon a halomfelszíneken a talaj

nehezebben és lassabban nyeri vissza a korábbi tápanyagfeldúsulás miatt a természetesebb állapotát.

A korábban intenzív szántóföldi művelés alatt álló halomfelszínek (Hegyes-halom, Tök-halom) paramétereit tekintve megállapítható, hogy sok esetben erős korreláció áll fent ($r = \sim 0,8$; $p \geq 0,05$).

A referencia pontként szolgáló halmok (Lapos-halom, Két-halom) esetében pedig gyenge kapcsolat figyelhető meg ($r = \sim 0,3$; $p \geq 0,05$), ezeken a felszíneken ugyanis jelentős változás nem történt, a természetes állapot adott volt és meg is maradt.

4.6. A fásított területeken végzett talajvizsgálatok eredményei

A befásított mintaterületek talajainak fizikai félesége minden esetben a homok textúra osztályba volt sorolható (7. táblázat). A fásított területeken a telepített fafajtól függetlenül az apró szemű homok dominál, míg a szántóföldi területeken emellett már nagyobb arányban figyelhető meg a középserű homokszemcsék jelenléte is.

7. táblázat: *A vizsgálatban szereplő fásított területek talajának textúrája*

Település	Fásítás időszak	Fő fafaj	Talaj textúrája
Mikepércs	2006-2012	nemes nyár	aprószemű homok
Mikepércs	2000-2006	nemes nyár	aprószemű homok
Vámospércs	2006-2012	nemes nyár	aprószemű homok
Vámospércs	2000-2006	nemes nyár	aprószemű homok
Hajdúhadház (Fényestelep)	2000-2006	nemes nyár	aprószemű homok
Hajdúhadház (Fényestelep)	2006-2012	nemes nyár	aprószemű homok
Alsószállás (Hajdúsámson)	2000-2006	akác	aprószemű homok
Alsószállás (Hajdúsámson)	2006-2012	akác	aprószemű homok
Dombos (Hajdúsámson)	2006-2012	akác	aprószemű homok
Oncsatelep (Hajdúsámson)	2000-2006	akác	aprószemű homok
Hajdúböszörmény	2006-2012	akác	aprószemű homok
Hajdúböszörmény	2000-2006	akác	aprószemű homok
Hajdúböszörmény	2006-2012	akác	aprószemű homok
Hajdúböszörmény	2000-2006	akác	aprószemű homok
Nyíradony (Aradványpuszta)	2006-2012	nemes nyár	aprószemű homok
Nyíradony (Aradványpuszta)	2000-2006	nemes nyár	aprószemű homok

4.6.1. A reprezentatív típusszelvények jellemzői

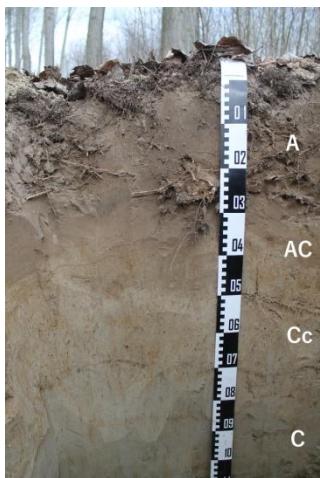
Két kiválasztott mintaterületen, ahol a telepített erdőállomány nemes-nyaras, talajszelvény feltárást is végeztem, amelyek jól jellemzik a további befásított mintaterület talajviszonyait. Fontos megjegyezni, hogy bár az alapkőzet alapvetően homokos szövetű, a mintaterülethez képest nyugat felé elhelyezkedő parcellák esetében a homokos altalajt néhány deciméter vastagságban finomabb, löszös homok borítja, illetve a felszíni homok rétegek eleve finomabb szemcseméret tartományba esnek.



54. ábra: MIKEPÉRCES 33. számú szelvény képe



55. ábra: MIKEPÉRCES 33. számú szelvény szelvény környezete



56. ábra: MIKEPÉRCES 96. számú szelvény képe



57. ábra: MIKEPÉRCES 96. számú szelvény környezete

A vizsgált szelvények az 54-57. ábrákon láthatóak. Mindkét talajszelvény Mikepércs községhez közel található.

A 33 - as talajszelvény (~ 23 ha) felszínborítás változási időszaka (tehát a területhasználati változás ideje) 2006-2012 közötti, a 96-os talajszelvény (~ 12 ha) fásítási időszaka pedig 2000-2006 közötti. A NÉBIH adatbázisa alapján egyik erdőállomány sem védett terület, faanyag termelő rendeltetése van.

A talajszelvények WRB leírásához az *IUSS Working Group WRB. 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome* leírási segédletet használtam. A szelvények főbb adatai és a laboratóriumi mérési eredmények a 8 -10. táblázatban láthatóak.

A 33-as talajszelvény Endocalcic Chernozem (Pachic, Pantosiltic, Bathyglyeyic), A Chernozem talajokat a sötét színű, szerves anyagban gazdag feltalaj (mollic szint) mellett a másodlagos karbonátok (calcic szint) és magas bázisellátottság jellemzi. Az Endocalcic fő minősítő alkalmazását, a calcic szint talajfelszíntől számított 50 és 100 cm közötti rétegben való azonosítása indokolja. A kiegészítő minősítők

vonatkozásában a Pachic utal az 50 cm-nél vastagabb mollic szintre. A szelvény textúraosztályát a Pantosiltic minősítő fejezi ki, ami a felszíntől számított 1 m-es rétegben iszap, vagy iszapos vályog textúrát jelent. A Bathygleycic minősítő a glejes tulajdonság és redukív körülmények jelenlétét fejezi ki.

A másik, 96-os szelvény: Endocalcaric Arenosol (Ochric, Bathygleycic). Az Arenosolok jellemzően a homoktextúrájú talajok. A szelvény felszínétől számított 50 és 100 cm közötti rétegében alacsony, de legalább 2% kalcium-karbonát tartalom tapasztalható, amelyre a Endocalcaric fő minősítő is utal. A homoktalajokra jellemző alacsony szervesanyag-tartalom a vizsgált szelvény vonatkozásában is igaz. Az ochric jelző a szelvény felső 10 cm-es rétegében, súlyozott átlagban 0,2-1 % közötti szerveszén tartalmat jelöl. A 33-as szelvényhez hasonlóan a Bathygleycic minősítő a glejes tulajdonság és redukív körülmények jelenlétét fejezi ki.

8. táblázat: *A reprezentatív típuszelvények talajfizikai adatai*

Talajszint	Mélység (cm)	Szerkezet			Munsell szín (nedvesen)
		Mértéke	Típusa	Szerkezeti elemek mérete	
33 – szelvény MIKEPÉRC					
A1	0-20	erősen	szemcsés/morzás	közepes, durva	10YR 2/2
A2	20-60	erősen	szemcsés	apró, közepes	10YR 3/2
AC	60-80	közepesen	szemcsés	apró, közepes	10YR 3/4
ACk	80-110	közepesen	poliéderes	közepes	10YR 4/4
Ck1	110-140	gyengén	szemcsés	közepes, apró	2.5Y 6/4
96 - szelvény MIKEPÉRC					
A	0-25	nagyon gyengén	szemcsés	apró, nagyon apró	10YR 3/3
AC	25-50	nagyon gyengén	szemcsés	közepes	10YR 4/4
Cc	50-70	-	szerkezet nélküli	-	10YR 5/4
C	70-120	-	szerkezet nélküli	-	10YR 6/3
Cl	120-140	-	szerkezet nélküli	-	2.5Y 4/2 10YR 3/4

9. táblázat: *A reprezentatív típusszelvények talajmechanikai adatai*

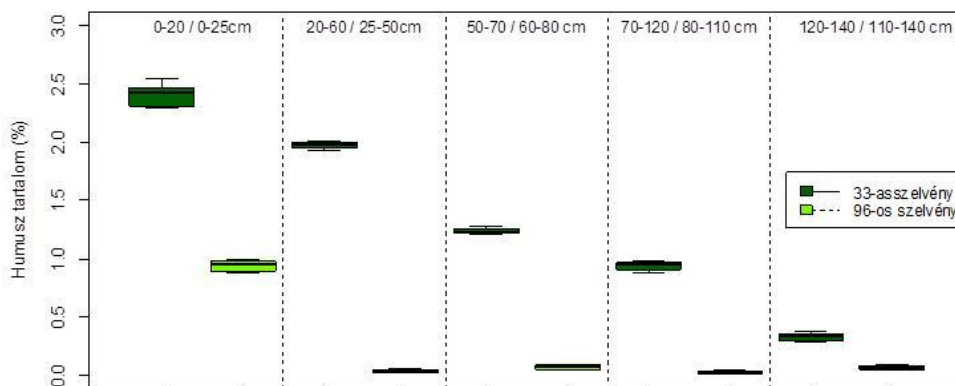
Textúra				
Frakciók %			Textúraosztály	Mélység cm
Homok	Kőzetliszt	Agyag		
33. szelvény- MIKEPÉRC				
71.1	17.1	11.8	homokos vályog	0-25
70.6	17.6	11.8	homokos vályog	25-50
65.4	17.5	17.1	homokos vályog	50-70
64.4	19.4	16.2	homokos vályog	70-120
76.7	15.5	7.8	homokos vályog	120-140
96 szelvény- MIKEPÉRC				
92.1	6.0	1.9	homok	0-25
91.8	6.2	2.0	homok	25-50
90.1	7.8	2.1	homok	50-70
93.0	5.4	1.6	homok	70-120
86.8	4.7	8.5	vályogos homok	120-140

10. táblázat: A reprezentatív típusszelvények talajkémiai és WRB diagnosztikai adatai

Szint	Mélység (cm)	Laboratóriumi adatok				Diagnosztikai adatok		
		SOC%	CaCO ₃ %	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	EC (μS/)	Tulajdonság, talajanyag	Szint
33 – szelvény MIKEPÉRC								
A1	0-20	1.39	6.87	7.77	7.34	247	Calcaric talajanyag	Mollic szint
A2	20-60	1.14	6.28	8.02	7.61	232	Calcaric talajanyag	Mollic szint
AC	60-80	0.71	7.60	8.30	7.89	202	Calcaric talajanyag	
ACk	80-110	0.54	7.00	8.36	7.94	200	Protocalcic tulajdonság	
Ckl	110-140	0.19	6.52	8.54	8.17	184	Gleyic tulajdonság, Protocalcic tulajdonság	
96 - szelvény MIKEPÉRC								
A	0-25	0.56	0.0	7.30	5.08	75	-	-
AC	25-50	0.12	0.0	6.15	4.16	54	-	-
Cc	50-70	0.21	2.14	6.39	4.28	31	Vas-mangán koncentrációk, Calcaric talajanyag	-
C	70-120	0.06	2.44	6.84	4.90	42	Calcaric talajanyag	-
Cl	120-140	0.16	1.94	6.96	5.00	62	Gleyic tulajdonság	-

A talajszelvények talajtani eredményeinek tekintetében csak a humusztartalom átlagértékei kerültek bemutatásra, ugyanis talajszintenként csak e talajjellemző esetében volt megfigyelhető szintenként a legszembetűnőbb eltérés.

A humusztartalom esetében mindkét talajszelvénynél látható, hogy a felszíni rétegektől a mélyebb rétegekig aránylag csökkenés figyelhető meg (58. ábra). A 96-os talajszelvénynél viszont nem mondható arányosnak ez a csökkenés. A 96-os talajszelvény gyengén humuszos (0,39%±0,34), míg a 33-os talajszelvénynél a némileg magasabb értékekből adódóan, enyhén közepesen humusz közeg jellemző (1,38%±0,83).



58. ábra: A befásított területeket reprezentáló két talajszelvény humusz tartalmának átlagértékei (%) (2019)

4.7. A vizsgált talajjellemzők értékei a fásított és a kontroll területek feltalajában

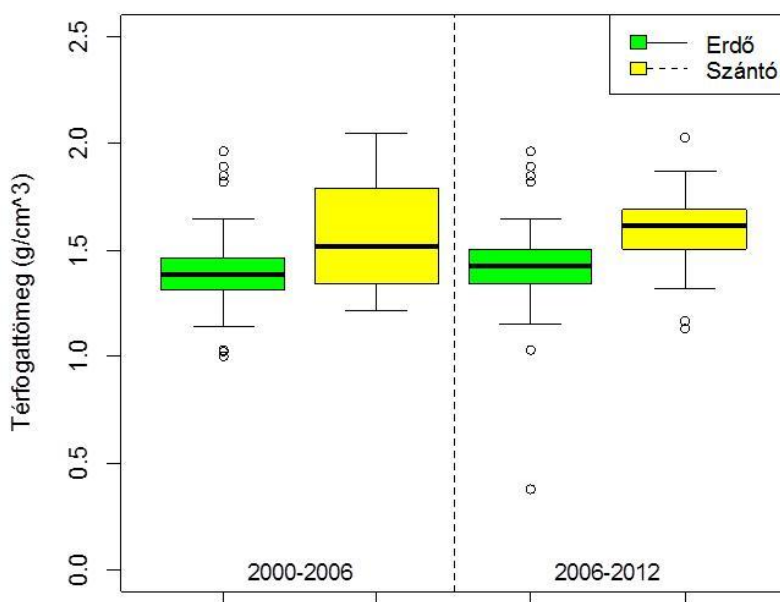
A fásított területek talajának vizsgálatára 2 évben (2017 és 2018) került sor, időbeli jellegzetes eltérést így a talajtani jellemzők átlagértékei nem mutattak, ezért a két év mérési eredményei átlagolva, összevontan kerültek bemutatásra és jellemzésre. Az egyes mintaterületek átlagértékei között sem voltak nagy különbségek. Emellett összehasonlításra és jellemzésre került a vizsgálati területeken telepített fafajok (akácos és nemes-nyaras) szerinti talajállapot is.

4.7.1. Térfogattömeg

A vizsgálatban szereplő (59. ábra) fásított mintaterületeken mindkét felszínborítás változási időszakban hasonló térfogattömeg értékek jellemzőek ($\sim 1,43 \text{ g/cm}^3 \pm 0,05$), és a szántóföldi területek esetében sincsenek kiugró értékek ($\sim 1,58$

$\text{g/cm}^3 \pm 0,01$). Nagyfokú tömörödöttség tehát nem jellemző egyik vizsgálati területen sem, habár értékük a tömörödöttségi határértéken mozog ($1,50 \text{ g/cm}^3$).

A vizsgálati eredmények alapján az erdő területek talajában jellemző térfogattömeg értékek alacsonyabbak voltak ($1,41 \text{ g/cm}^3 \pm 0,02$), mint a szántóföldi területeken ($1,58 \text{ g/cm}^3 \pm 0,01$). Az eredményekből is látható, hogy a homoktalajokra a nagyobb térfogattömeg értékek jellemzőek. Szignifikáns eltérés nem volt megfigyelhető a fásított és a szántott talaj között ($p \leq 0,05$).

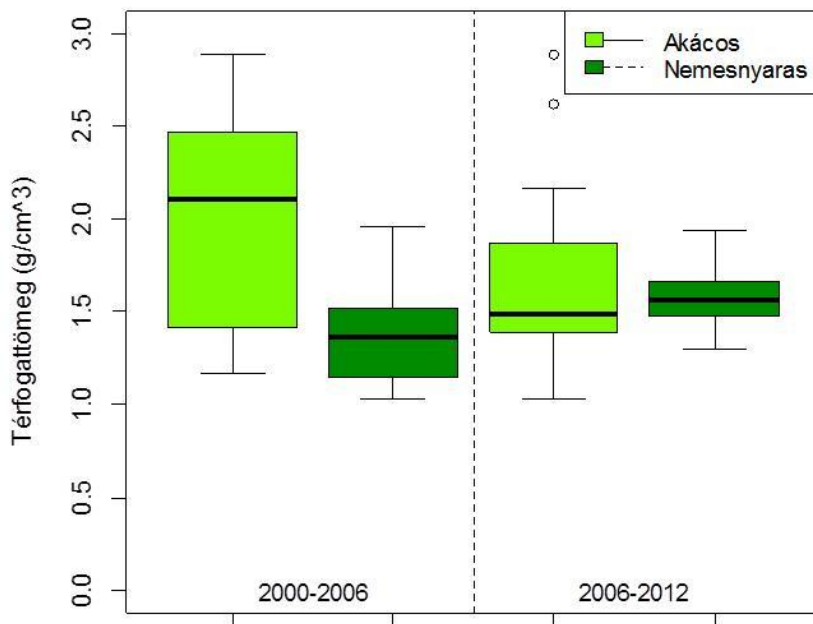


59. ábra: A befásított és közvetlen környezetében lévő szántóföldi területek talajának térfogattömeg (g/cm^3) átlagértékei

A 60. ábrán látható, hogy a vizsgálatban a fafajok összetétele szerint hogyan alakultak a térfogattömeg értékek átlagolva a két különböző felszínborítású, faösszetételű erdőállományban. Az első felszínborítás változási időszakban (2000-2006), az átlagos jellemző térfogattömeg érték $1,69 \text{ g/cm}^3 \pm 0,10$, a 2006-2012

közötti változási időszakban pedig valamivel magasabb értékek mutatkoztak: $1,75 \text{ g/cm}^3 \pm 0,05$. Szignifikáns eltérés nem volt megfigyelhető a két felszínborítás változási időszak között ($p \leq 0,05$).

A nemes-nyarasok talajában a térfogattömeg átlagértékei valamivel alacsonyabbnak bizonyultak mindkettő változási időszakban: a 2000-2006 közötti érték $1,21 \text{ g/cm}^3 \pm 0,15$, 2006-2012 közötti felszínborítás változási időszakban pedig $1,26 \text{ g/cm}^3 \pm 0,12$ volt.

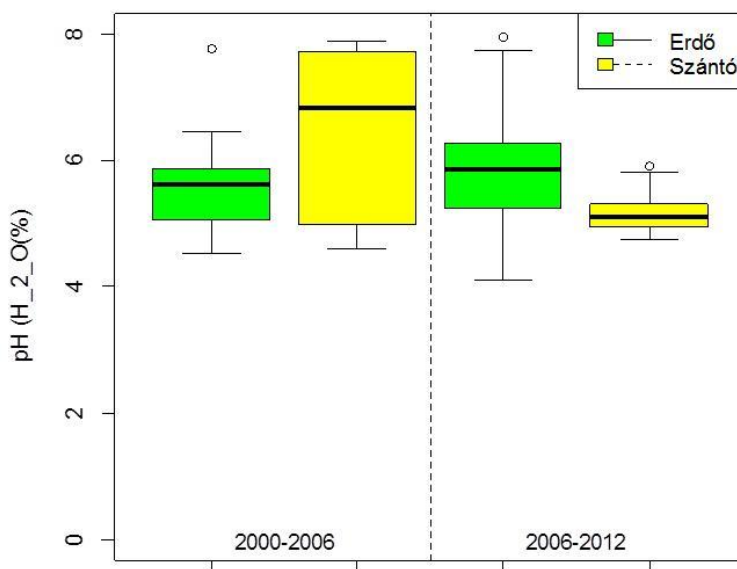


60. ábra: Az akác és nemes nyaras területek térfogattömeg átlagértékei (g/cm^3)

4.7.2. pH érték

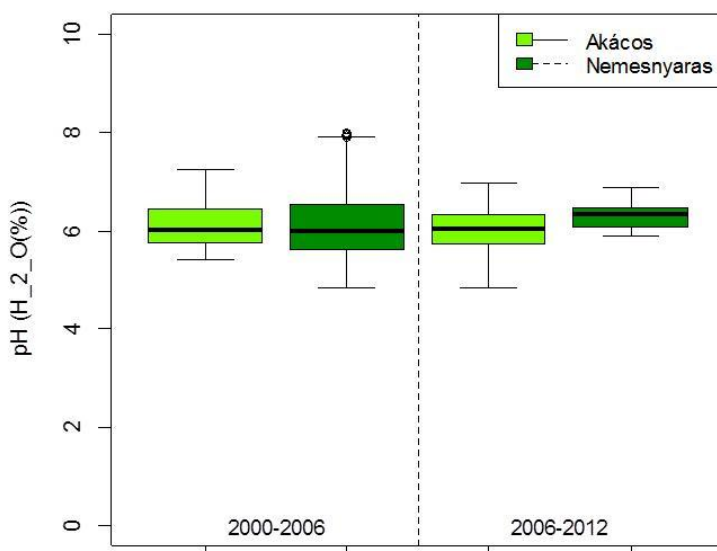
A 61. ábrán látható, hogy az első felszínborítás változási időszakban (2000-2006) az átlagos pH tartalom $5,58\% \pm 0,06$ volt, tehát az erdei talajok kémhatása

alacsony, a gyengén savanyú csoportba sorolható. Hasonló értékeket mutat a második felszínborítás változási időszak is $5,20\% \pm 0,38$, bár ez már inkább a savanyú talajú csoportba sorolandó. A szántóföldi területekre az első vizsgálati időszakban magasabb értékeket mértem: $6,46\% \pm 0,08$ (gyengén savanyú), a második időszakban pedig $5,78\% \pm 1,08$ átlagértékeket kaptam.



61. ábra: A befásított és közvetlen környezetében lévő szántóföldi területek talajának pH (H₂O) (%) átlagértékei

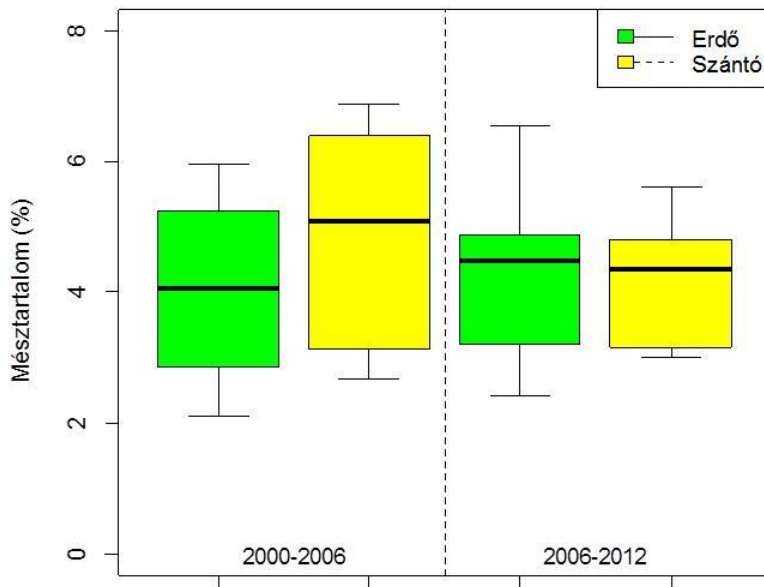
A telepített fafajok szerinti vizsgálatok során a talajok pH (H₂O) értékeit (62. ábra) illetően gyengén savanyú közegek jellemzőek mindkét vizsgálati területre. Alacsonyabb értékeket mutattak az akácos területek: 2000-2006 között ($6,00\% \pm 0,26$) és 2006-2012 között ($6,04\% \pm 0,27$), a nemes-nyaras állományok talajában pedig a következőképpen alakult: 2000-2006 közötti időszakban ($6,41\% \pm 0,23$) és 2006-2012 közötti időszakban ($6,37\% \pm 0,27$).



62. ábra: Az akácos és nemes nyaras területek pH (H₂O) átlagértékei %-ban

4.7.3. Mész tartalom

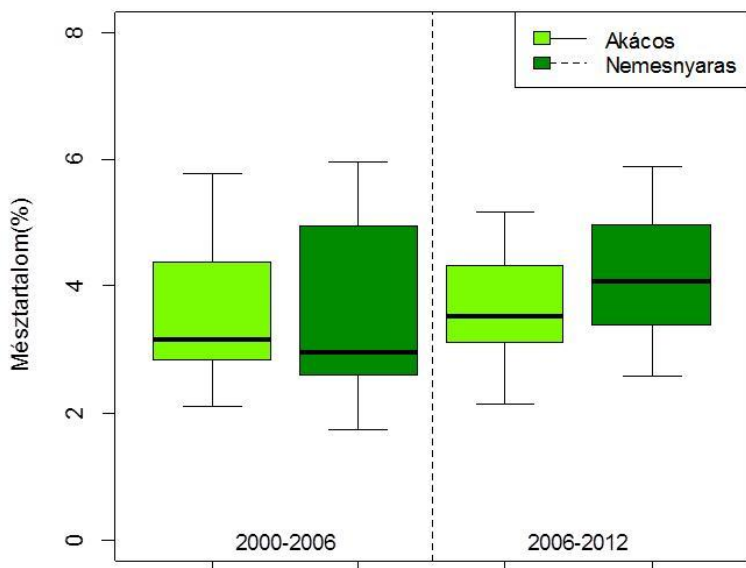
A felszíni talajrétegekben jellemző alacsonyabb kémhatásból adódóan a talajokban alacsony mésztartalom figyelhető meg (63. ábra) amely a talajsavanyodást tovább fokozza. Az első felszínborítás változási időszakban (2000-2006) a fásított mintaterületek és a szántóföldi területek talajában is hasonló, gyengén meszes közegre utaló átlagértékeket kaptam ($\sim 4,20\% \pm 0,8$). A második időszakban a szántóföldi terület eredményei szignifikánsan elkülönülő csoportot képeznek a fásított területek talajától ($p < 0,05$). Az erdei területekre jellemző átlagérték itt még alacsonyabb ($4,05\% \pm 0,88$), a szántóföldi átlagértékek pedig magasabbnak bizonyultak ($4,81\% \pm 1,18$).



63. ábra: A befásított és közvetlen környezetében lévő szántóföldi területek talajának mésztartalmának (CaCO_3) átlagértékei (%)

Az akácos és nemes nyaras területek talajának átlagos értékeinek tekintetében (64. ábra) mindkét felszínborítás változási időszakban az akáccal telepített erdők talajának csoportja szignifikánsan elkülönül ($p < 0,05$) a nemes-nyarassal borított területek talajától. A 2000-2006 közötti és 2006-2012 közötti felszínborítás változási időszakban az akácosok talajában jóval magasabb értékeket kaptam: $9,44\% \pm 0,73$, illetve $8,92\% \pm 0,95$. Ezek a területek a közepes meszes osztályba sorolhatóak.

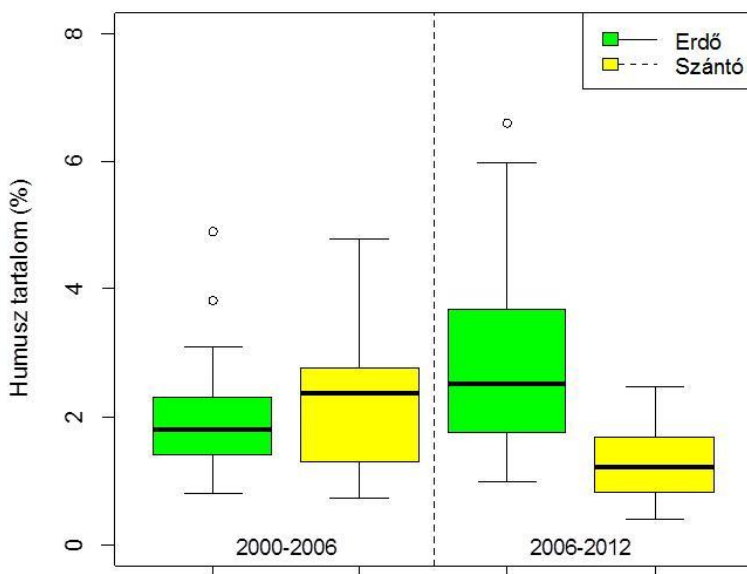
A nemes-nyaras állományok esetében pedig a következőképpen alakultak az átlagos értékek: 2000-2006 között: $3,94\% \pm 0,41$ és 2006-2012 között: $4,45\% \pm 0,47$. Átlagértékeiket tekintve a gyengén meszes csoportba tartoznak.



64. ábra: Az akácos és nemes nyaras területek talajának mésztartalom (CaCO_3) átlagértékei (%)

4.7.4. Humusztartalom

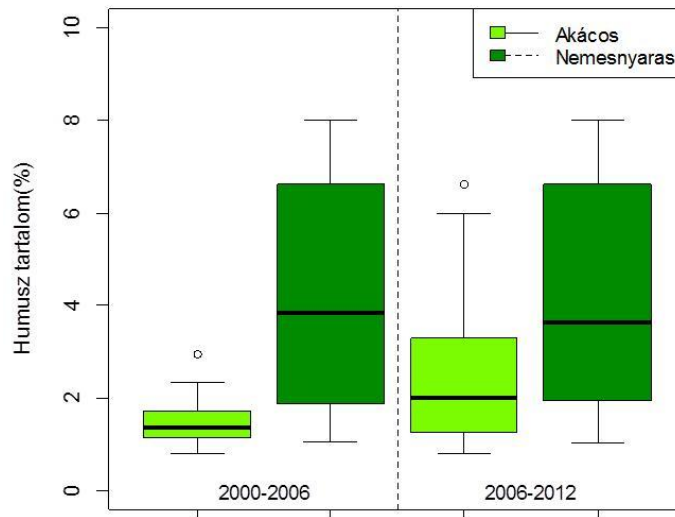
A humusztartalom átlagértékei alapján látható (65. ábra), hogy a szántóföldi terület szignifikánsan elkülönülő csoportot képez mindkét vizsgálati időszakban az erdőterületektől ($p < 0.05$). Átlagértékei a szántott, de homoktalajokra jellemző alacsony értékeket mutatnak ($1,26\% \pm 0,02$). Az erdei területek tekintetében a talaj humusztartalmában csekély különbség figyelhető meg a két változási időszak között. Míg az első vizsgálati időszakban (2000-2006) átlagosan 2% körüli volt a humusztartalom, 2006-2012 között a 3 %-os átlagértékhez közelít. A homoktalaj esetében a 2% már általában nagy értéknek számít.



65. ábra: *A befásított és közvetlen környezetében lévő szántóföldi területek talajának humusztartalom (%) átlagértékei*

A 66. ábrán látható, hogy a fafajok összetétele szerint hogyan alakultak az átlagos humusztartalom értékek a két különböző felszínborítású, faösszetételű erdőállományban. Az akácosok talajában az első felszínborítás változási időszakban (2000-2006), az átlagos jellemző humusztartalom érték $3,67\% \pm 0,18$, a 2006-2012 közötti változási időszakban pedig valamivel magasabb értékek mutatkoztak ($3,79\% \pm 0,09$). Szignifikáns eltérés nem volt megfigyelhető a két felszínborítás változási időszak között ($p \leq 0,05$).

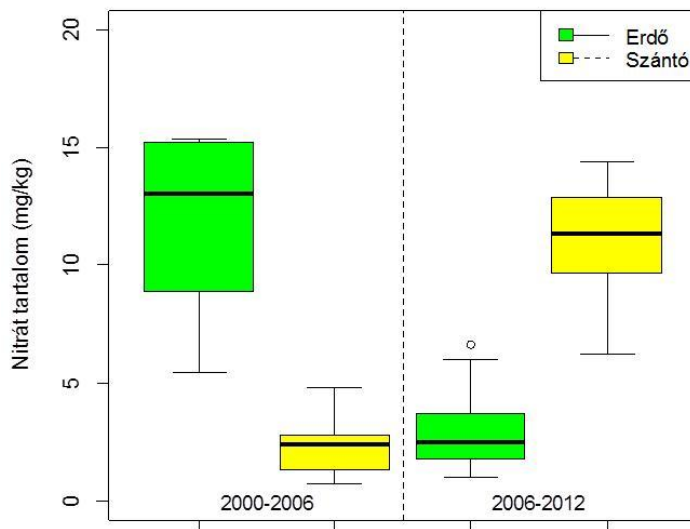
A nemes-nyarasok talajában a humusztartalom átlagértékei a következőképpen alakultak: a 2000-2006 közötti érték $3,40\% \pm 0,10$, 2006-2012 közötti felszínborítás változási időszakban pedig $3,74\% \pm 0,02$ volt.



66. ábra: Az akácós és nemes nyaras területek talajának humusztartalom (%) átlagértékei

4.7.5. Nitrát tartalom (NO_3^-)

A tápanyagellátottsági értékekre a fásított parcellák talajában alacsony, elenyésző átlagértékeket figyelhetünk meg, amely szintén a homoktalajok adottságira utal (67. ábra). A feltalajban megfigyelhető nitrát átlagos értékeinek tekintetében azonban látható, hogy a második vizsgálati évben emelkedett az erdei talajok nitrát (mg/kg) tartalma ($11,44\text{mg/kg} \pm 3,44$). Értelemszerűen azonban a szántóföldi területek talajában mértem a legmagasabb értékeket, amelyek a művelt talajokéra jellemzőek ($21,23\text{mg/kg} \pm 3,27$).



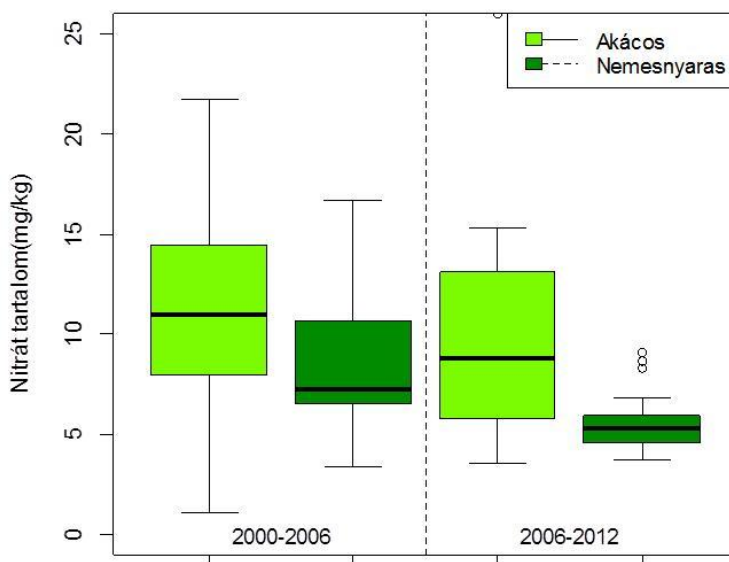
67. ábra: A befásított és közvetlen környezetében lévő szántóföldi területek talajának nitrát (NO_3^-) tartalom (mg/kg) átlagértékei

A telepített fafaj típusa szerinti vizsgálatok eredményei alapján a nitrát tartalom jellemzően az akácok talajában volt a legmagasabb (68. ábra).

Ez nem meglepő, hiszen az akácgyökér rizóbiámának (*Rhizobium leguminosarum*) adaptációja következtében önálló nitrogénkötésre és ennek következtében a termőhely tápanyagviszonyainak aránylag gyors megváltoztatására képesek. Az akác lombja igen gazdag nitrogéntartalmú vegyületekben, ezért az avarja igen gyorsan bomlik, s ez a talaj felső rétegében nitrogén-túlkínálatot idéz elő.

Mindkettő állomány talajában közel azonos átlagértékek voltak jellemzőek. Az akácokban 2000-2006 között ($17,34\text{mg/kg} \pm 10,67$) alakult, 2006-2012 között pedig ($17,64\text{ mg/kg} \pm 8,83$) mozgott.

A nemes-nyarasok talajában kicsivel alacsonyabb értékeket kaptam: 2000-2006 között ($15,23\text{mg/kg} \pm 2,44$) 2006-2012 között pedig ($16,70\text{mg/kg} \pm 6,00$) eredmények születtek.

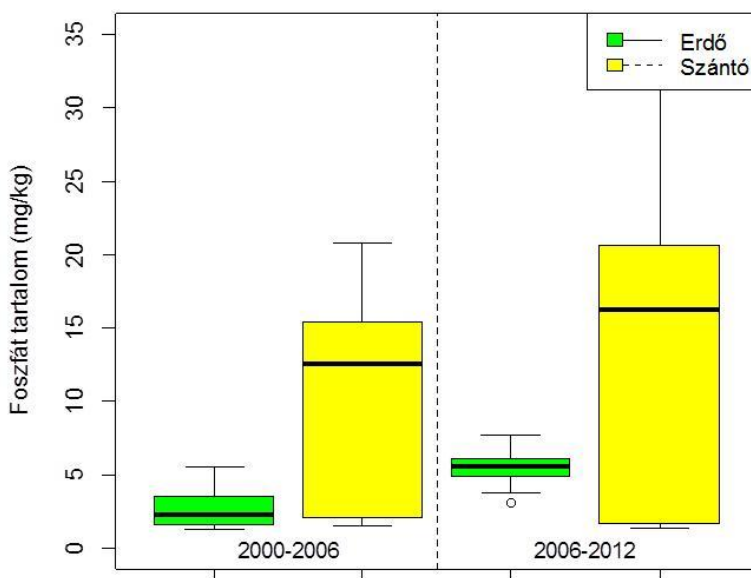


68. ábra: Az akácos és nemes nyaras területek nitrát tartalmának átlagértékei (mg/kg)

4.7.6. Foszfát tartalom

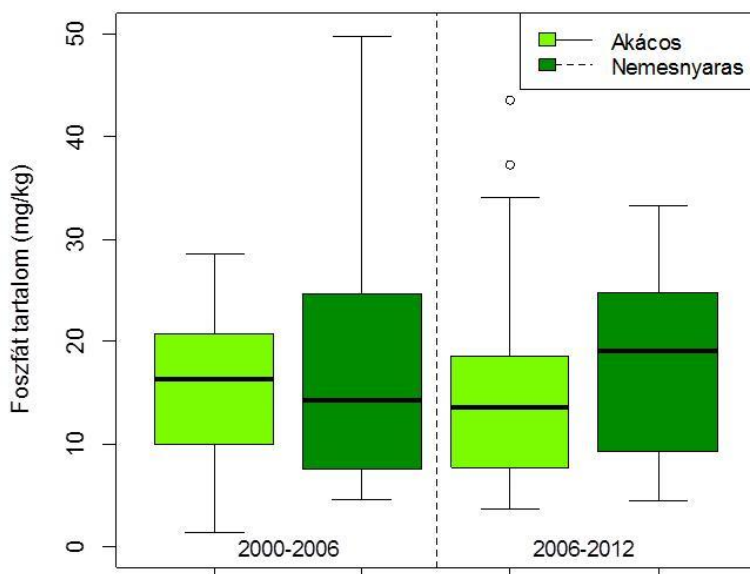
A foszfát átlagos Al-oldható tartalma (69. ábra) a talajokban eltérő, statisztikailag is szignifikáns különbség figyelhető meg ($p \leq 0,05$). A szántók talajában értéke az első felszínborítás változási időszakban (2000-2006 között) kisebb: $10,38 \pm 4,18$, mint a második vizsgált időszakban (2006-2012):

(26,14mg/kg±7,01). A fásított területek talaját tekintve az első időszakban (2000-2006) alacsonyabb átlagértékek jellemzőek (2,76 mg/kg ± 1,36), míg a második változási időszakban (2006-2012) magasabb az arány (5,42 mg/kg ± 1,14).



69. ábra: A befásított és közvetlen környezetükben lévő szántóföldi területek talajának foszfát-tartalom (mg/kg) átlagértékei

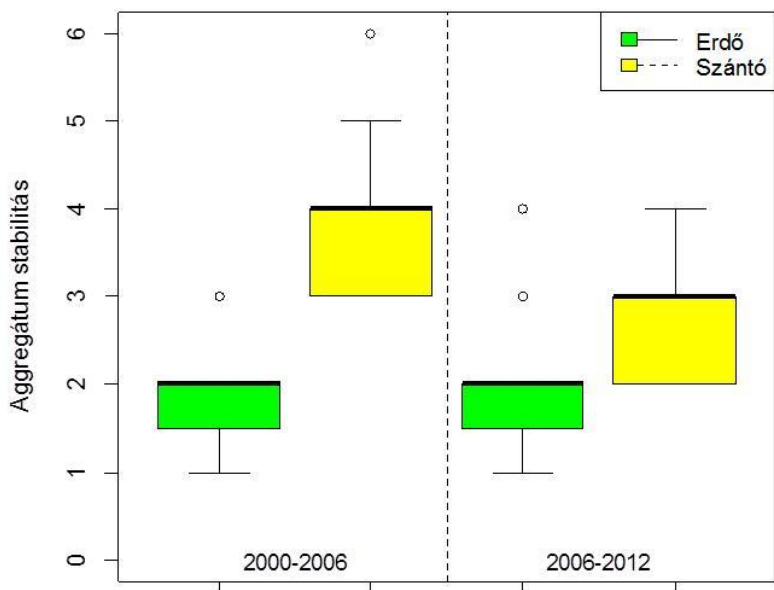
A 70. ábrán látható, hogy az akácosok területén 2000-2006 között (16,60mg/kg±6,93), 2006-2012 között pedig (17,03mg/kg±9,49) értékek voltak megfigyelhetőek. Nemes-nyaras állományban: 2000-2006 között (21,74mg/kg±5,01), míg 2006-2012 között pedig (17,03mg/kg±0,70).



70. ábra: Az akácos és nemes nyaras területek foszfát-tartalmának átlagértékei (mg/kg)

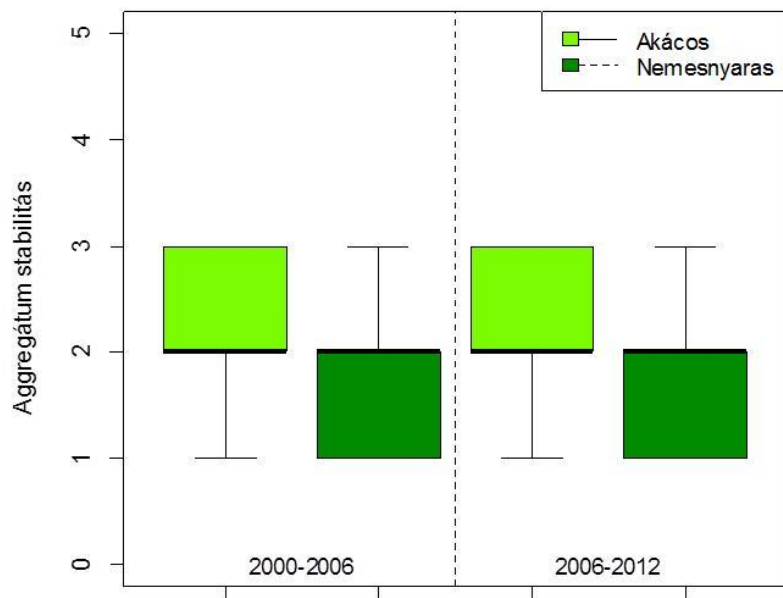
4.7.7. Aggregátum stabilitás

Megvizsgáltam a telepített erdők és a jelenleg is szántóföldi művelés alatt álló területek talajának vízállóságát, aggregátum stabilitási értékeit (71. ábra). Ennek alapján elmondható, hogy a homoktalajokra jellemző kis víztartó képesség megnyilvánul főként a szántott felszíni rétegekben, ahol a leromlott talajszerkezeti állapotra utaló eredményeket kaptam ($3,73 \pm 0,88$). A telepített erdők esetében jobb víztartó és szerkezetű, a megfelelőhöz közelítő talajokra következtettem ($2 \pm 0,85$), azonban a homoktalajok rossz víztartó képességéből adódóan ezeken a területeken is csak kis mértékben tud a víz szivárogni a felsőbb rétegekbe.



71. ábra: A befásított és közvetlen környezetükben lévő szántóföldi területek talajának aggregátum stabilitási átlagértékei

A 72. ábrán látható, hogy a 2000-2006 között telepített akácokban $2,10 \pm 0,74$ átlagértékek voltak jellemzőek, a 2006-2012 között telepített akácokban pedig $2,10 \pm 0,99$. A nemes-nyarasokban a 2000-2006 között telepített állományok esetében $1,60 \pm 0,55$, a 2006-2012 között pedig $1,80 \pm 0,45$ átlagértékeket kaptam. Ennek oka feltehetően az eltérő termőhelyi adottságokban keresendő: az eredmények alapján a homok textúrájú területeken inkább akácot, a több finomfrakciót tartalmazó talajokon pedig inkább nyárat alkalmaztak.



72. ábra: Az akácos és nemes-nyaras területek aggregátum stabilitás átlagértékei

5. Összefoglalás

Napjainkban a nagyüzemi mezőgazdasági művelés és termelés jelentős mértékben befolyásolja a talajtulajdonságokat, amelyek a tartós intenzív hasznosítás esetében jelentősen romlanak. Felhagyásuk, csökkenő intenzitású hasznosításuk lehetőséget teremt a talajtulajdonságok javulására is. A megváltozott hasznosítás jelentős hatással van a talajok C és tápanyag forgalmára egyaránt.

A kutatásom célja főként az volt, hogy a megváltozott felszínborítású, regenerálódó, felhagyott halmokról, és a közvetlen környezetükben elterülő szántókról, valamint a folyamatosan gyepvel borított halmokról származó talajminták összehasonlítása, továbbá a fásított területek talajának vizsgálata volt, összevetve a továbbra is szántó felszínborítású területek talajával. Így az eltérő felszínborítási viszonyok hatását tudtam tanulmányozni a legfontosabb talajjellemzőkre vonatkozóan.

Az alföldi területeken előforduló, csökkenő tájhasználati intenzitást mutató tájváltozások talajtani hatásait két eltérő, de térben közeli példán keresztül vizsgáltam. A vizsgálati helyszínek kiválasztását elsősorban a dokumentáltság, megközelíthetőség és az egymástól való távolságuk befolyásolta.

Az **egyik vizsgálat** során öt év (2014-2018) vizsgálati eredményeinek feldolgozása történt meg, 9 tiszántúli kunhalom (melyből kettő kontroll területként szolgált) felszínére vonatkozóan, ahol a közelmúltban szántóból gyepterületté változott a felszínborítás: Révhalom, Lapos-halom, Boda-halom, Hegyes-halom, Tök-halom, Vajda-halom a Hortobágyról, a Kéthalom a Dél-Hajdúságról, a Porosállás-halom pedig a Tiszafüred-Kunhegyesi-síkról került kiválasztásra. A halmok előtörténete különböző, a felhagyást megelőző időszak is eltérő. Néhány halmon lucernát termesztettek, amely többnyire gyomos, előregedő állapotban volt, más halmokon régóta folyamatos szántóföldi művelés folyt, egyéves kultúrák alkalmazásával, egyes halmokon pedig (korábban akácot telepítettek, amely az ismétlődő vágások ellenére rendszeresen felújult).

A **másik vizsgálat** során két egymást követő évben (2017-2018) a CORINE LCC adatbázis alapján előzetesen leválogatott mintaterületeken a korábban gyeppel, vagy szántó hasznosítást követő erdőtelepítések (2000-2012 között) talajának változásainak nyomon követése történt meg. A helyszínek a Dél-Nyírség, Közép-Nyírség kistájakhoz tartoznak, a vizsgált erdőterületek összetétele pedig javarészt jellemzően nyár, illetve akác fajok.

A vizsgált halomfelszínekről és közvetlen környezetükből, továbbá a fásított területekről és közvetlen környezetükből vett összesen 1060 db talajminta laboratóriumi vizsgálata lehetőséget adott arra vonatkozóan, hogy mélyrehatóan megvizsgáljam az egyes változását az idő függvényében, a mezőgazdasági művelés felhagyását követően. Az alkalmazott statisztikai módszerek és elemzések eredményei pedig alátámasztják, hogy az egyes talajtulajdonságok között az eltelt évek függvényében milyen erős kapcsolat áll fenn.

5.1. Kunhalmok talajában megfigyelhető változások összefoglalva

A vizsgálatban szereplő halmok és közvetlen környezetük talajtulajdonságait időbeli változásuk alapján vizsgáltam felszínborítás és halomfelszín szerint is.

A halomfelszín talajának textúrája javarészt az iszapos vályog textúra osztályba sorolható, néhány halomfelszín talaja bizonyult csak könnyebb mechanikai összetételűnek (vályog).

A művelés felhagyásával közvetlenül összefüggő változás volt a térfogattömeg változása. Ez mind a különböző felszínborítású területek között, mind pedig az idősoros vizsgálat során lényegesen változott a felhagyott területek talajában. A forgatás, lazítás és gépi művelés elmaradása ugyan a kezdeti kiülepedés lévén növeli a térfogattömeget, a jelentős biológiai aktivitás, és a hamar kialakuló sűrű növényborítás gyökértömegének lazító hatása a térfogattömeg csökkenését váltja ki. A legmagasabb érték minden vizsgálati évben a szántóföldi kontroll területeken volt ($1,63 \text{ g/cm}^3 \pm 0,04$), míg a legalacsonyabb a gyepterületeken ($1,07 \text{ g/cm}^3 \pm 0,09$). A halomfelszín talajában a felhagyást követő években a felszíni talajréteg

folyamatosan regenerálódott, így évről-évre csökkent a talaj átlagos térfogattömegének értéke. A vizsgálat kezdetén, 2014-ben a halmok felszínén jellemző érték $1,36 \text{ g/cm}^3 \pm 0,03$ volt, az utolsó vizsgálati évben pedig $1,27 \text{ g/cm}^3 \pm 0,15$. A legalacsonyabb átlagos térfogattömeg értékeket a Révhalom talajában ($0,47 \pm 0,52 \text{ g/cm}^3$), a legmagasabb értéket pedig a Vajda halom talajában mértem ($2,03 \pm 0,08 \text{ g/cm}^3$).

A talajok pH-ja és mésztartalma tekintetében, hasonlóan a térfogattömeg értékekhez, csak mérsékelt ingadozások voltak jellemzőek, trendszerű időbeli változások, illetve az egyes felszínborítások közötti szignifikáns eltérések nem mutatkoztak, ezek a változások leginkább a felszínborítás típusok közötti különbségekben nyilvánultak meg. A vizsgált talajok kémhatása a szántók esetében volt a legalacsonyabb: gyengén savanyú - semleges ($5,09\% \pm 0,07$; $5,86\% \pm 0,10$). A művelésből kivont halomfelszínek esetében a korábban szántóföldi területekre jellemző gyengén savanyú állapotot követően a pH-értékek esetében folyamatos emelkedése figyelhető meg ($6,09 \pm 0,24\%$; $6,26 \pm 0,26\%$). A vizsgálatban szereplő talajok mésztartalma alapján a szántóföldek átlagértékei ($5,84\% \pm 0,04\%$) kissé magasabb értéket mutattak mind a felhagyott halomfelszínek ($5,17\% \pm 0,20\%$), mind a gyepterületek ($4,93\% \pm 0,07\%$) talajához képest. A legalacsonyabb átlagos mésztartalom értéket kivétel nélkül a Révhalom talajában mértem ($3,98\% \pm 0,21$), a legmagasabbat pedig a növények számára is optimális állapotú, lőszgyeppel borított Két halom talajában ($6,53\% \pm 0,41$).

A szénforgalom szempontjából évről-évre jellemző a humusztartalom növekedése a felhagyott művelésű halmok talajában, a humusztartalom értéke egyes halomfelszínek esetében (Boda-halom, Sebeséri-halom) már megközelíti a referenciaként használt, folyamatos gyepborítású halom talajának humusztartalmát. A legalacsonyabb értéket minden vizsgálati évben a Tök-halom esetében kaptam ($3,37\% \pm 0,61$), a Boda- és Sebeséri - halom esetében pedig az első ($4,93\% \pm 1,34$ - $4,03\% \pm 1,36$) és utolsó vizsgálati év ($5,88\% \pm 0,39$ - $5,16\% \pm 1,59$) közötti eredmények tekintetében szignifikáns különbség van ($p \leq 0,05$).

A nitrát-és foszfát- tartalom a felhagyást követő évben a szántóföldek talajának értékeivel egyezik meg, azonban az utánpótlás elmaradása és feltételezhetően a szukcesszió során megtelepedő növényzet, valamint a mikrobiális fogyasztás következtében rohamosan csökken. Az öt vizsgálati év alatt néhány halom esetében a nitrát és foszfát tartalom a referenciaként használt folyamatosan gyepes halom alacsony tápanyagtartalmú talajának értékeinek közelébe esett vissza. A halomfelszín talajában a nitrát-tartalom átlagértékei az első vizsgálati évben (2014) még a szántóföldi területekhez voltak hasonlóak ($78,8 \text{ mg/kg} \pm 5,4$), majd évről-évre csökkent az értékük és 2018-ban már a gyepterületek átlagértékéhez közelített ($49,9 \text{ mg/kg} \pm 1,8$). A legalacsonyabb minden vizsgálati évben a gyepterületeken volt ($37,4 \text{ mg/kg} \pm 0,3$). Az átlagos foszfor-tartalom értékek is a legmagasabb a művelt talajokra volt jellemző: $77,1 \text{ mg/kg} - 80,8 \text{ mg/kg} \pm 6,4$, a legkisebb átlagértékek pedig a természetes állapotú területtípus esetében: $17,82 \text{ mg/kg} - 20,93 \text{ mg/kg} \pm 1,49$. A felhagyott halom felszínén alacsonyabb értékeket mértem: $21,06 \text{ mg/kg} - 58,34 \text{ mg/kg} \pm 1,70$, majd a felhagyást követően folyamatos csökkenés volt megfigyelhető a talajukban. A nitrát-tartalomhoz hasonlóan a vizsgálat kezdetén a teljes foszfát-tartalom átlagos értéke a halomfelszíneken a szántóéhoz volt hasonló ($143,54 \text{ mg/kg} \pm 5,37$), míg az utolsó vizsgálati évben már csökkenés volt megfigyelhető a kiindulási állapothoz képest ($90,58 \text{ mg/kg} \pm 2,54$). Az átlagos nitrát-tartalom a Révhalom esetében volt a legmagasabb ($40,28 \text{ mg/kg} \pm 5,07$), a legalacsonyabb értékeket pedig a természetes állapotú Két-halom felszínének talajában mértem ($18,31 \text{ mg/kg} \pm 1,47$). Az átlagos foszfát-tartalom tekintetében szignifikánsan ($p < 0,05$) elkülönülnek azok a halmok, ahol korábban szántóföldi művelés nem volt megfigyelhető, mint például a Két-halom ($34,01 \text{ mg/kg} \pm 0,85$). Jellemzően a legalacsonyabb foszfát-tartalom azonban a Porosállás-halom talajában volt megfigyelhető ($24,30 \text{ mg/kg} \pm 1,51$), a legmagasabb értéket pedig ebben az esetben is a leginkább művelt Révhalom esetében mértem ($71,17 \text{ mg/kg} \pm 1,20$). A talajban található teljes foszfát ($\text{P}_2\text{O}_5 \text{ mg/kg}$) mennyiségének tekintetében a legmagasabb és a legalacsonyabb értékek értelemszerűen a könnyen-oldható foszfát tartalomhoz hasonlóan alakultak a vizsgálati években:

legalacsonyabb a Porosállás-halom talajában ($55,57\text{mg/kg}\pm 7,65$), a legmagasabb pedig a Révhalom felszíni talajrétegében ($129,01\text{mg/kg}\pm 9,31$) volt.

Összességében a felhagyott halmok talajának változásai számos tekintetben igen gyorsan zajlanak, és a természetközeli referencia állapot irányába mutatnak. A korábban művelés alatt álló kunhalmok nagyrésze eredeti vegetációját elvesztette, legfelső kultúrrétege a szántás következtében átalakult, de a vizsgálatok alapján jó kiindulási alapként szolgál a talaj regenerálódása számára a rendszeres művelés felhagyását követően. A talaj lényeges tulajdonságai tekintetében, már a felhagyást követő 6-7. évben a természetközeli állapotú gyepek alatti talajok értékeinek irányába változik, és ez a változás a térfogattömeg, a humusztartalom a foszfor- és nitrát-tartalom tekintetében szignifikáns.

5.2. Fásított területek talajában megfigyelhető változások

Az elmúlt évtizedekben befásított, kedvezőtlen adottságú szántók talajának vizsgálata, párhuzamosan a közvetlen mellettük megtalálható, jelenleg is szántóként hasznosított területekkel némileg eltérő eredményeket hozott.

A laza textúrájú (homok, vályogos homok) és gyenge tápanyag-ellátottságú, valamint alacsony humusztartalmú területeken létesített fásítások talajra gyakorolt hatása kevésbé szembeötlő, és elsősorban inkább az aggregátumstabilitás tekintetében mutatkozik meg.

Az erdőállományok telepítését követően a homoktalajokon tömörödöttség nem jellemző, habár értékük megközelíti a rájuk jellemző tömörödöttség határértéket. A fásított területek talajában jellemző térfogattömeg értékek alacsonyabbak voltak ($1,41\text{ g/cm}^3\pm 0,02$), mint a szántóföldi területeken ($1,58\text{ g/cm}^3\pm 0,01$). A nemesnyarasok talajában a térfogattömeg átlagértékei ($1,21\text{ g/cm}^3\pm 0,15$ - $1,26\text{ g/cm}^3\pm 0,12$) valamivel alacsonyabbnak bizonyultak, mint az akáccal borított területeken, ahol $1,69\text{ g/cm}^3\pm 0,10$ - $1,75\text{ g/cm}^3\pm 0,05$ volt.

A kapott eredmények alapján elmondható, hogy a vizsgálat kezdetén (2017) a telepített erdők talaja alacsony kémhatású és mésztartalmat illetően is csekély értékek jellemzik a felszíni talajréteget. A második vizsgálati évben (2018) ez a két talajtani paraméter hasonlóan alakult, nem figyelhető meg szignifikáns különbség még ekkor sem. Az első felszínborítás változási időszakban (2000-2006) az átlagos pH tartalom $5,58\% \pm 0,06$ volt, tehát az erdei talajok kémhatása alacsony, a gyengén savanyú csoportba sorolható, míg a második felszínborítás változási időszak (2006-2012) eredményei alapján ($5,20\% \pm 0,38$) már a savanyú csoportba sorolandó. A telepített fafajok szerinti eredmények alapján a talajok gyengén savanyú közegűek. Alacsonyabb értékeket mutattak az akácos területek: 2000-2006 között ($6,00\% \pm 0,26$) és 2006-2012 között ($6,04\% \pm 0,27$), a nemes-nyaras állományok talajában pedig a következőképpen alakult: 2000-2006 közötti időszakban ($6,41\% \pm 0,23$) és 2006-2012 közötti időszakban ($6,37\% \pm 0,27$). A felszíni talajrétegekben jellemző alacsonyabb kémhatásból adódóan a talajokban alacsony mésztartalom figyelhető meg: az első felszínborítás változási időszakban (2000-2006) a fásított mintaterületek talajában gyengén meszes közegre utaló átlagértékeket kaptam ($\sim 4,20\% \pm 0,8$), a második időszakban (2006-2012) pedig az átlagérték itt még alacsonyabb ($4,05\% \pm 0,88$).

A humusztartalom tekintetében az eltérés nem szignifikáns, sőt, helyenként csökkenés figyelhető meg, amely az erdőállomány alatti fokozottabb lebontással magyarázható. Emiatt a szántó-gyep konverzióhoz hasonló növekedés itt nem mutatkozott a humusztartalom tekintetében. 2000-2006 közötti időszakban átlagosan 2% körüli volt a humusztartalom (a homoktalaj esetében a 2% már általában nagy értéknek számít), 2006-2012 között pedig a 3 %-os átlagértékhez közelít. Az akácosok talajában az első felszínborítás változási időszakban (2000-2006), az átlagos jellemző humusztartalom érték valamivel magasabb volt: $3,67\% \pm 0,18$ - $3,79\% \pm 0,09$, míg a nemes-nyarasok talajában a humusztartalom átlagértékei a következőképpen alakultak: a 2000-2006 közötti érték $3,40\% \pm 0,10$, 2006-2012 közötti felszínborítás változási időszakban pedig $3,74\% \pm 0,02$ volt.

Ugyanezen folyamat, valamint a talajok eleve tápanyagszegény jellege magyarázhatja a telepített erdőállományok alatt a nitrát és foszfát tartalom enyhe növekedését, amelynek forrását a keletkező nagy tömegű biomassza lebontása szolgáltathatja. A feltalajban megfigyelhető nitrát átlagos értékeinek tekintetében elmondható, hogy az első vizsgálati évhez (2017) képest a második vizsgálati évben (2018) emelkedett az erdei talajok nitrát (mg/kg) tartalma (11,44mg/kg±3,44). A telepített fafaj típusa szerinti vizsgálatok eredményei alapján a nitrát-tartalom jellemzően az akácok talajában volt a magasabb: 17,34mg/kg±10,67 - 17,64 mg/kg±8,83, a nemes-nyarasok talajában alacsonyabb értékeket kaptam: 15,23mg/kg±2,44 - 16,70mg/kg±6,00. A foszfát-tartalom a fásított területek talaját tekintve az első időszakban (2000-2006) alacsonyabb átlagértékek jellemzőek (2,76 mg/kg ± 1,36), míg a második változási időszakban (2006-2012) magasabb az arány (5,42 mg/kg ± 1,14). Az akácok területén 2000-2006 között (16,60mg/kg±6,93), 2006-2012 között pedig (17,03mg/kg±9,49) értékek voltak megfigyelhetőek, nemes-nyaras állományban: 2000-2006 között (21,74mg/kg±5,01), míg 2006-2012 között pedig (17,03mg/kg±0,70).

A telepített erdők esetében jobb víztartó és szerkezetű, a megfelelőhöz közelítő talajokra következtettem (2±0,85), azonban a homoktalajok rossz víztartó képességéből adódóan ezeken a területeken is csak kis mértékben tud a víz szivárogni a felsőbb rétegekbe. A homoktalajokra jellemző kis víztartó képesség megnyilvánul főként a szántott felszíni rétegekben, ahol a leromlott talajszerkezeti állapotra utaló eredményeket kaptam (3,73±0,88).

A vizsgált évek (2017-2018) eredményeiből ennél a vizsgálati csoportnál még nagyfokú következtetések nem vonhatóak le, azonban a folyamatos felszíni talajréteg vizsgálatával itt is jól nyomon követhetőek a területhasználat-váltás következtében lezajló talajregenerálódási folyamatok, és véleményem szerint iránymutatást adhatnak további vizsgálatokra az egyes szakemberek számára.

A dolgozatban bemutatott felszínborítás változásokban közös, hogy jellegük a társadalmi igénybevétel csökkenésével jár, továbbá a kevésbé intenzív tájhasználat eredménye. A vizsgálati eredmények alátámasztották azokat a hipotéziseket és kutatási célokat, amelyeket a disszertációm elkészítésének elején megfogalmaztam. A talajvizsgálatokkal ugyanis kimutattam, hogy a szántók felhagyása, illetve begyepesítése markáns változásokat hozhat a vizsgált talajjellemzők tekintetében már néhány évvel a felszínborítás megváltozását követően, ha a talaj textúrája, humuszállapota és tápanyagellátottsága eleve kedvező. Ugyanakkor kedvezőtlen textúrájú, tápanyagszegény homoktalajok a fásítás hatására csak lassabb és a tápanyagok tekintetében éppen ellenkező irányú változásokat mutatnak.

Összegezve a kapott eredményeket megállapítható, hogy a művelés megszűntetésével a korábban szántóként hasznosított mintaterületek feltalajában lényeges változások figyelhetők meg, amelyek a későbbi, növénymegtelepedési és szukcessziós folyamatok szempontjából is kulcsfontosságúak lehetnek. A bolygatás felhagyásával a talaj már néhány év elteltével képes regenerálódni és a talaj egyes tulajdonságai és mutatói kedvező, természeteshez közeli irányba fordulnak. A talaj regenerációját azonban az is befolyásolja, hogy mennyi ideig és milyen intenzitással voltak megművelve, ugyanis a teljesen leromlott szerkezetű halmokat még nehezebb eredeti állapotukba visszaállítani, - mert a spontán szukcesszió lassú, tíz évnél is hosszabb időt is igénybe vehet - de például ezeken a halomfelszíneken a természetvédelmi célú magkeverékek vetése kiváló módszernek minősülhet.

Mivel a vizsgálatban szereplő minden egyes halomfelszín más és más előtörténettel rendelkezik (lucerna termesztés, folyamatos intenzív szántóföldi művelés, akác telepítés), ezáltal a felhagyást követő időszakban az eltérő felszínborításból adódóan a szukcessziós folyamatok is eltérően indulnak be, így az egyes talajtulajdonságok vizsgálati eredményeinél is látható volt a lassabb vagy gyorsabb időbeli változás vagy éppen az időközben történt stagnálás és visszaesés.

Véleményem szerint ezért a kunhalmok felszínére és közvetlen környezetükre vonatkozóan érdemes lenne a jövőben olyan jellegű kutatások elvégzése is, amelyek csak külön-külön az ugyanolyan előtörténettel és a felhagyást megelőző

felszínborítással rendelkező területek vizsgálatára irányulnak, ezáltal a talajállapot változásai és az egyes talajregenerálódási folyamatok jobban elkülöníthetőek és nyomonkövethetőek lehetnek. Az eddigi kutatási eredmények pedig a további vizsgálatokhoz és a további eredmények értékeléséhez már jól társíthatóak lennének.

6. Summary

In recent times, extensive agricultural cultivation and production have significantly contributed to landscape degradation, thereby adversely impacting soil properties, which further deteriorate under intensive utilization. The altered land use significantly affects both the carbon and nutrient cycles in soils.

The aim of this research was to compare soil samples obtained from regenerating abandoned mounds, surrounding croplands, and fully grass-covered mounds, as well as to investigate the soil properties of afforested areas, in comparison with agricultural fields. By doing so, I was able to examine the impact of different land cover conditions on the predetermined surveyed soil characteristics. I investigated the pedological effects of landscape changes with decreasing land use intensity on two different, albeit closely located examples, occurring on the Great Hungarian Plain areas. The selection of survey location was primarily affected by documentation, approachability and their distance from each other.

In the **first survey**, I completed the interpretation of 5-years of results (2014-2018) for the surface of 9 mounds in Tiszántúl (two of which served as control), where the land cover was recently changed from cropland to grassland. Révmound, Lapos-mound, Boda-mound, Hegyes-mound, Tök-mound, Vajda-mound are selected from the Hortobágy area, Kétmound is located on the South Hajdúság region, and Porosállás-mound is from the Tiszafüred-Kunhegyesi plain. In the **second survey**, the monitoring of soil changes in previously selected sample areas (based on the CORINE LCC database) for 2 successive years (2017-2018) in forested areas used to be utilized as grassland or cropland. The locations belong to the Dél-Nyírség and Közép-Nyírség microregions, and the composition of the examined forest areas predominantly consists of species such as poplar and acacia.

The laboratory analysis of a total of 1060 soil samples collected from the examined mound surfaces, their immediate surroundings, as well as the afforested areas and their surroundings, provided an opportunity to investigate how individual soil properties have changed over time following the abandonment of agricultural

cultivation. The results obtained from the applied statistical methods and analyses reveal the strength of the correlation between different soil properties over the years.

6.1. Summary of changes observed in the soil of kurgans

I examined the soil properties of the selected mounds and their immediate surroundings based on their temporal changes, taking into account both the land cover and the mound surfaces.

The texture of the soil on the mound surfaces is predominantly classified as silty loam, while only a few mound surfaces were found to have a lighter mechanical composition (loam).

A significant change directly associated with the abandonment of cultivation is the alteration of bulk density. This change has occurred significantly both among areas with different land cover and over the course of the temporal analysis in the abandoned soils. The absence of tillage and mechanical loosening increases the bulk density initially due to settlement, but the significant biological activity and the loosening effect of the root mass of rapidly established dense vegetation induce a decrease in bulk density. The highest value in every year of the study was observed in the control croplands ($1.63 \text{ g/cm}^3 \pm 0.04$), while the lowest value was found in the grassland areas ($1.07 \text{ g/cm}^3 \pm 0.09$). In the soil of the mound surfaces, the top soil layer continued to regenerate during the years following the abandonment, and therefore the average value of soil bulk density decreased year by year. At the beginning of the study, in 2014, the typical value on the surface of the mounds was $1.36 \text{ g/cm}^3 \pm 0.03$, while in the last year of the study, it was $1.27 \text{ g/cm}^3 \pm 0.15$. The lowest average bulk density values were measured in the soil of Révmound ($0.47 \text{ g/cm}^3 \pm 0.52$), while the highest values were observed in the soil of Vajda-mound ($2.03 \text{ g/cm}^3 \pm 0.08$).

The pH and lime content of the soils showed only moderate fluctuations, and no systematic temporal changes or significant differences between the different land covers were observed. These variations were mainly manifested in the differences

between the types of land covers. The pH of the examined soils was lowest in the croplands, ranging from slightly acidic to neutral ($5.09\% \pm 0.07$; $5.86\% \pm 0.10$). For the previously cultivated mound tops, after the slightly acidic conditions typical of cropland areas, there was a continuous increase in pH values ($6.09 \pm 0.24\%$; $6.26 \pm 0.26\%$). In terms of lime content, the examined soils of the abandoned mound tops ($5.17\% \pm 0.20\%$) and grassland areas ($4.93\% \pm 0.07\%$) showed slightly higher values compared to the average values of croplands ($5.84\% \pm 0.04\%$). The lowest average lime content value was consistently observed in the soil of Révmound ($3.98\% \pm 0.21$), while the highest value was found in the soil of Két-mound, which is covered by loess grassland and considered optimal for plant growth ($6.53\% \pm 0.41$).

From the perspective of carbon turnover, there was a consistent increase in humus content in the soil of abandoned mounds over the years. In some mound surfaces (Boda-mound, Sebeséri-mound), the humus content approaches that of the reference soil with continuous grass cover. The lowest values were consistently obtained for Tök-mound in every year of the study ($3.37\% \pm 0.61\%$), while significant differences ($p \leq 0.05$) were observed between the results of the first ($4.93\% \pm 1.34$ - $4.03\% \pm 1.36$) and last year ($5.88\% \pm 0.39$ - $5.16\% \pm 1.59$) for Boda-mound and Sebeséri-mound.

The nitrate and phosphate content in the soil following abandonment matched the values of croplands in the first year, but due to reduced input and presumably the establishment of vegetation during succession, as well as microbial consumption, it rapidly decreased. Over the course of the five-year study, the nitrate and phosphate content in some mounds approached the low nutrient levels of the continuously grass-covered reference soil. In the soil of the mound surfaces, the average nitrate content values were similar to those of croplands in the first year of the study (2014) ($78.8 \text{ mg/kg} \pm 5.4$), but they gradually decreased each year and approached the average values of grassland areas in 2018 ($49.9 \text{ mg/kg} \pm 1.8$). Throughout each year of study, the grassland areas exhibited the lowest nitrate content ($37.4 \text{ mg/kg} \pm 0.3$). The average phosphorus content values were highest in the cultivated soils:

77.1 mg/kg - 80.8 mg/kg \pm 6.4, while the lowest values were found in the natural state areas: 17.82 mg/kg - 20.93 mg/kg \pm 1.49. Lower values were measured on the abandoned mound surfaces: 21.06 mg/kg - 58.34 mg/kg \pm 1.70, and a continuous decrease was observed in their soils following abandonment. Similar to nitrate content, at the beginning of the study, the total phosphate content on the mound surfaces was similar to that of the cropland areas (143.54 mg/kg \pm 5.37), but a decrease was observed in the final year compared to the initial state (90.58 mg/kg \pm 2.54). The average nitrate content was highest in Révmound (40.28 mg/kg \pm 5.07), while the lowest values were measured in the soil of the natural state Két-mound (18.31 mg/kg \pm 1.47). Regarding the average phosphate content, significant ($p < 0.05$) differences were observed for mounds where previous arable cultivation was absent, such as Két-mound (34.01 mg/kg \pm 0.85). Typically, the lowest phosphorus content was observed in the soil of Porosállás-mound (24.30 mg/kg \pm 1.51), while the highest value was measured in the extensively cultivated Révmound (71.17 mg/kg \pm 1.20). Regarding the total phosphate (mg/kg) content in the soil, the highest and lowest values naturally corresponded to the readily soluble phosphate content during the study years: the lowest value was found in the soil of Porosállás-mound (55.57 mg/kg \pm 7.65), and the highest value was observed in the surface soil layer of Révmound (129.01 mg/kg \pm 9.31).

Overall, the changes in abandoned mound soils occur rapidly in several aspects and indicate a tendency towards a natural reference state. A significant portion of the previously cultivated kurgans have lost their original vegetation, and the upper cultivated layer has been transformed due to plowing. However, based on the investigations, the cessation of regular cultivation serves as a good starting point for soil regeneration. Regarding essential soil properties, already in the 6th to 7th year after abandonment, the values of soils under natural grassland conditions shift towards the direction of reference conditions. This change is significant in terms of bulk density, humus content, and the concentrations of phosphorus (P) and nitrogen (N).

6.2. Summary of changes observed in the soils of afforested areas

The examination of soils on afforested agricultural fields with unfavorable characteristics in the past decades, conducted in parallel with the surrounding areas currently utilized as agricultural land, has yielded somewhat different results.

The impact of afforestation on soils established in areas with loose texture (sand, loamy sand), poor nutrient supply, and low humus content is less pronounced and primarily manifested in terms of aggregate stability.

Following the establishment of forest stands, compaction is not characteristic of sandy soils, although their values approach the threshold of compactness typical for them. In the soil of forest areas, the characteristic bulk density values were lower ($1.41 \text{ g/cm}^3 \pm 0.02$) compared to the agricultural areas ($1.58 \text{ g/cm}^3 \pm 0.01$). In the soil of hybrid poplar areas, the average bulk density values ($1.21 \text{ g/cm}^3 \pm 0.15 - 1.26 \text{ g/cm}^3 \pm 0.12$) were slightly lower than in areas covered with acacia trees, where it ranged from $1.69 \text{ g/cm}^3 \pm 0.10$ to $1.75 \text{ g/cm}^3 \pm 0.05$.

Based on the obtained results, it can be concluded that at the beginning of the study (2017), the soil of the planted forests exhibited low acidity and low lime content in the surface soil layer. In the second year of the study (2018), these two soil parameters showed similar trends, and no significant difference was observed even at that time. During the initial period of vegetation change (2000-2006), the average pH content was $5.58\% \pm 0.06$, indicating that the acidity of the forest soils was low and can be classified as weakly acidic. However, based on the results of the second period of vegetation change (2006-2012) ($5.20\% \pm 0.38$), they can be classified as acidic. According to the results based on the planted tree species, the soils were characterized as weakly acidic environments. The areas covered with acacia exhibited lower values: $6.00\% \pm 0.26$ during the period of 2000-2006 and $6.04\% \pm 0.27$ between 2006-2012. In contrast, the soil of hybrid poplar stands showed the following trends: $6.41\% \pm 0.23$ during the period of 2000-2006 and $6.37\% \pm 0.27$ during the period of 2006-2012. Due to the lower acidity in the surface soil layers, the soils had low lime content: during the initial period of vegetation

change (2000-2006), the soils of the afforested sample areas exhibited average values indicative of a weakly calcareous environment ($\sim 4.20\% \pm 0.8$), and during the second period (2006-2012), the average value was even lower ($4.05\% \pm 0.88$).

Regarding the humus content, the difference is not significant, and in some cases, a decrease can be observed, which can be attributed to increased decomposition beneath the forest stands. As a result, there was no significant increase in humus content similar to the conversion from cropland to grassland. During the period of 2000-2006, the average humus content was around 2% (which is generally considered high for sandy soils), and it approached the average value of 3% during 2006-2012. In the soil of areas covered with acacia, during the initial period of vegetation change (2000-2006), the average humus content values were slightly higher: $3.67\% \pm 0.18$ - $3.79\% \pm 0.09$, while in the soil of hybrid poplar stands, the average values of humus content were as follows: $3.40\% \pm 0.10$ for the period of 2000-2006 and $3.74\% \pm 0.02$ for the period of 2006-2012.

This same process, along with the inherently nutrient-poor nature of the soils, could explain the slight increase in nitrate and phosphate content beneath the planted forest stands, with the source likely being the decomposition of the generated large biomass. In terms of nitrate content observed in the topsoil, it can be noted that compared to the first year of the study (2017), the forest soils exhibited an increase in nitrate (mg/kg) content in the second year of the study (2018) ($11.44 \text{ mg/kg} \pm 3.44$). According to the results based on the tree species, the nitrate content was typically higher in the soil of areas covered with acacia: $17.34 \text{ mg/kg} \pm 10.67$ - $17.64 \text{ mg/kg} \pm 8.83$, while lower values were measured in the soil of hybrid poplar stands: $15.23 \text{ mg/kg} \pm 2.44$ - $16.70 \text{ mg/kg} \pm 6.00$. Regarding the phosphate content of the afforested areas, lower average values were observed in the first period (2000-2006): $2.76 \text{ mg/kg} \pm 1.36$, while higher values were found in the second period (2006-2012): $5.42 \text{ mg/kg} \pm 1.14$. The observed values on the acacia areas were as follows: $16.60 \text{ mg/kg} \pm 6.93$ during the period of 2000-2006 and $17.03 \text{ mg/kg} \pm 9.49$ between 2006-2012. In the hybrid poplar areas: $21.74 \text{ mg/kg} \pm 5.01$ during the period of 2000-2006, and $17.03 \text{ mg/kg} \pm 0.70$ during the period of 2006-2012.

In the case of the planted forests, I inferred that they had better water retention and structure, approaching the desired conditions (2 ± 0.85). However, due to the poor water-holding capacity of sandy soils, water can only infiltrate to a limited extent into the upper layers. The low water-holding capacity characteristic of sandy soils is mainly evident in the plowed surface layers, where results indicating deteriorated soil structural conditions were obtained (3.73 ± 0.88).

Based on the results of the examined years (2017-2018), definitive conclusions cannot be drawn for this particular study group. However, by continuously examining the surface soil layers, the soil regeneration processes resulting from land-use change can be effectively monitored, and in my opinion, these findings can provide guidance for professionals in the field.

A common characteristic of the land cover changes presented in my thesis is that they are associated with a decrease in societal demand and less intensive land use. Through soil investigations, I have demonstrated that the abandonment of croplands and their conversion into grasslands result in significant changes in the studied soil properties, even just a few years after the alteration in land cover, provided that the soil texture, humus condition, and nutrient availability were initially favorable. However, unfavorable sandy soils with poor nutrient content exhibit slower and opposite changes in response to afforestation.

In summary, based on the obtained results, it can be concluded that the cessation of cultivation leads to substantial changes in the subsoil of previously cultivated sample areas, which can be crucial for subsequent plant colonization and succession processes. By discontinuing disturbance, the soil is capable of regenerating itself within a few years, and certain soil properties and indicators tend to shift towards a favorable, more natural direction.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet és hálámat szeretném kifejezni témavezetőmnek, **Dr. Novák Tibor Józsefnek**, akitől PhD tanulmányaim alatt és a disszertációm megírása során is végig rengeteg segítséget kaptam. Fáradtságot nem ismerve szakmai iránymutatásokkal és folyamatos támogatással, odafigyeléssel segítette a doktori értekezésem megszületését.

Köszönettel tartozom **Dr. Tóth Csaba Albertnek**, aki idejét nem sajnálva segítette a munkámat, és a kunhalmok szakértőjeként számos ismeretanyagot biztosított számomra.

Köszönöm a DE Földtudományi Intézet szediment laboratóriumi dolgozóinak, *Sósné Mező Krisztinának* és *Tóth Csillának* a talajminták feldolgozásában nyújtott segítségüket.

Szeretném megköszönni a *Hortobágyi Természetvédelmi Kutatótábor* szervezőinek és a táborlakóknak a mintavételezés engedélyezésében és lebonyolításában nyújtott segítségüket.

Köszönöm minden *hallgatónak* és *PhD hallgató társamnak*, aki segítette a kutatásom megvalósítását.

Végezetül pedig tiszta szívvel köszönöm *szüleimnek* a rengeteg támogatást, szeretetet, gondoskodást, biztatást, ami végig elkísért tanulmányaim és kutatásom alatt.

Irodalomjegyzék

Alexandrovskiy, L. 1996. Natural environment as seen in soil. *Eurasian Soil Sci.* 29: 277-287. *Alföld.* 7.: 137-148

Antrop, M. 1997. The Concept of Traditional Landscapes as a Base for Landscape Evolution Planning, the Example of Flanders Region. *Landscape Urban Planning*, 38: 105-117.

Bakó, G. 2017. Környezet- és Természetvédelmi vonatkozású változások nyomonkövetése nagyfelbontású légi távérzékeléssel. Doktori értekezés. 2017. Szent István Egyetem. Gödöllő. Biológiai Tudományi Doktori Iskola

Balla, D. 2021. Talajadatok automatizált újraosztályozása és geovizualizációs lehetőségei webes környezetben. Doktori értekezés. Debrecen. Földtudományok Doktori Iskola

Balla, D., Mester, T., Márta, L., Molnár, D., Barkóczy, N., Bodroginé Zichar, M., Botos, Á., Novák, T. 2017. Effects of land use changes on soil properties based on reambulanted soil profiles. *Acta Univ. Sapientiae. Agric. Environ.* 9 (1): 70-81.

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): 349-361. (doi: 10.15201/hungeobull.69.4.2)

Barczy, A. 2009. Kunhalmok eltemetett talajainak vizsgálata. MTA Doktori értekezés, Gödöllő. pp. 32–61.

Barczy, A., Penksza, K., Joó, K. 2004. Alföldi kunhalmok talaj-növény összefüggés-vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan.* 53 (1-2). pp. 3-16. ISSN 0002-1873

Barczy, A., Joó, K. 2000. Kurgans: Historical and ecological heritage of the Hungarian Plane. Multifunctional Landscapes. pp. 199-200.

Barczy, A., Joó, K. 2003. A Hortobágyi Csípő-halom morfológiai és talajtani elemzése. Földrajzi értesítő. 52(1-2): 37-45.

Barczy, A., Joó, K. 2009. The role of kurgans in the Palaeopedological and Palaeoecological reconstruction of the Hungarian Great Plain. Zeitschrift für Geomorphologie. 53(1): 131–137.

Barczy, A., Joó, K., Pető, Á., Bucsi, T. 2006. Survey of the buried paleosol under the Lyukas Mound in Hungary. Eurasian Soil Science. 39(1): 133–140.

Barczy, A., Sümegi, P., Joó, K. 2003. Adatok a Hortobágy paleoökológiai rekonstrukciójához a Csípő-halom talajtani és malakológiai vizsgálata alapján. Földtani Közöny. Budapest. 131 (3) : 421-431.

Barcsay, L. 2008. Ágota puszta. Természet világa. Budapest. 7. pp. 313-315.

Bede, Á. 2014. A tiszántúli halmok régészeti geológiai és környezettörténeti szempontú vizsgálati lehetőségei. Doktori (PhD) értekezés. Szeged. 178 p.

Bérces, B., Tóth, K., Csonka, A. 2022. Mire jó egy fás legelő? – Esettanulmányok a Dél-Dunántúlról. Budapest. Gazdálkodás. 66 (2): 142-157.

Bidló, A., Szűcs, P., Horváth, A., Király, É., Németh, E., Somogyi, Z. 2014. Telepített kocsánytalan tölgy és akác fiatalosok hatása a talaj szénkészletére néhány dunántúli erdőtelepítés példáján. Erdészettudományi Közlemények. 4(2): 121.

Bíró, M. 2011. Változástérképek használata tíz év alatt bekövetkezett él helypusztulási tendenciák kimutatására a Kiskunsági-homokhátság területén. Tájökológiai Lapok 9(2): 357–374.

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

Botos, Á., Balla, D., Novák, T. 2019. Fásítások hatásainak vizsgálata korábbi szántók és gyepek talajára = Effects of Afforestation on Soil from Agricultural Cultivation to Lawn. Acta Scientiarum Transylvanica.Chimica. 25-27 (1): 83-89

Botos, Á., Mester, T., Balla, D., Novák, T. 2017. Erdőtelepítések hatása talajok egyes tulajdonságaira. In: LIX. Georgikon Napok : Kivonat-kötet. Szerk.: Nagy Zita Barbara. Pannon Egyetem. Georgikon Kar. Keszthely. 62. ISBN: 9789639639881

Botos, Á., Novák, T. J., Tóth, Cs. A. 2019. Művelésből kivont tiszántúli halmok feltalaj változásának vizsgálata In: Tóth, A., Tóth, Cs. (szerk.) 2019. A Hortobágyi Természetvédelmi Kutatótábor 45 éve. Alföldkutatásért Alapítvány. Kisújszállás. pp. 336-349.

Botos, Á., Ökrös, V., Tóth, Cs. 2015. Soil aggregate stability, organic carbon and plant available nutrient contents (N,P) in soils of prehistoric mounds after abandonment of cultivation. Landscape & Environment 9(1):42–50.

Botos, Á., Tóth, Cs., Novák, T. 2019. A talajművelés felhagyásának hatásai a talaj és a növényzet egyes tulajdonságaira a Boda-halom példáján. Gyepgazdálkodási Közlemények. 17. (1): 3-10.

Botos, Á.; Tóth Cs. A.; Novák, T.J. 2019. Tiszántúli kunhalmok talajának változásai művelés felhagyását követően. *Tájökológiai Lapok* 17 (1): 23-31.

Bouma, J., Varallyay, G., Batjes, N.,H., 1998. Principal land use changes anticipated in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*.67 (2-3): 103-119.

Bowman, R. A., Olsen, S. R., Watanabe, F. S., 1978. Greenhouse evaluation of residual phosphate by four phosphorus methods in neutral and calcareous soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42: 451–454

Büttner, Gy. (szerk). 1999. Az 1:50.000 léptékű országos CORINE Felszínborítási (Land Cover) Projekt előkészületei – FOMI kézirat 42 p.

Büttner, Gy., Bíró M., Maucha, G., Petrik, O. 2000. Land Cover mapping at scale 1:50.000 in Hungary: Lessons learnt from the European CORINE programme, 20th EARSeL Symposium, 14-16 June 2000, Dresden Proceedings: 25-31.

Czifra L., Novák T. J., 2011. Spontán rekultiválódó meddőhányók talajának és növényzetének fejlődési sajátosságai a Bán-patak völgyében. In: WANEK F. (ed.) 2011. XIII. Bányászati, Kohászati és Földtani Konferencia absztraktkötete. Erdélyi Magyar Műszaki Tudományos Társaság. Kolozsvár. pp. 292-293.

Csorba, P. 2021. Magyarország kistájai. Meridián Táj- és Környezetföldrajzi Alapítvány. Debrecen. pp. 80-81. pp. 84-85. pp. 118-123. ISBN 978-963-89712-4-1.

Csorba, P., Nagy, I., Csüllög, G., 2018. A földrajzi tájak tipizálása európai kitekintéssel. *Földrajzi Közlemények*. 142 (4): 272-290. DOI: <https://doi.org/10.32643/fk.142.4.2>

Dazzi, C., Lo Papa, G. 2015. Anthropogenic soils: general aspects and features. *Ecocycles*. 1. (1) 3-8.

Deák, B. 2018. Természet és történelem - A kurgánok szerepe a sztyeppi vegetáció megőrzésében. Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet. Budapest. pp. 150

Deák, B., Kovács, B., Rádai, Z., Apostolova, I., Kelemen, A., Kiss, R., Lukács, K., Palpurina, S., Sopotlieva, D., Báthori, F., Valkó, O. 2021. Linking environmental

heterogeneity and plant diversity: the ecological role of small natural features in homogeneous landscapes. *Science of the Total Environment* 763: 144199. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.144199. [IF2021: 10.753]

Deák, B., Török, P., Kapocsi, I. 2008. Szik és löszgyep rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs). *Tájökológia Lapok* 6(3): 323–332.

Deák, B., Valkó, O., Schmotzer, A., Kapocsi, I., Tóthmérész, B., Török, P. 2012. Gyepék égetésének természetvédelmi megítélése – probléma vagy gyepkezelési alternatíva? *Tájökológiai Lapok*. 10(2): 287–303.

Deák, B., Valkó, O., Tóth, Cs. A., Botos, Á., Novák, T. J. 2020. Legacies of past land use challenge grassland recovery – An example from dry grasslands on ancient burial mounds. *Nature Conservation* 39: 113-132. doi.org/10.3897/natureconservation.39.52798

Demeter, A., Sarlós, D., Skutai, J., Tirczka, I., Ónodi, G., és Czóbel, Sz., 2015. Kiválasztott özőnfajok gazdasági szempontú értékelése – a fehér akác és a mirigyes bálványfa. *Tájökológiai Lapok*. 13 (2): 193-201. ISSN 1589-4673

Dóka, R. 2011. Tájhasználati változások, tájértékek és tájvédelem a Duna-Tisza közén. In: *A környezeti változások és az Alföld*. 7.:315-325.

Dövényi, Z. 2010. Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet. Budapest. 876 p.

Dr. Borsy, Z. 1961. A Nyírség természeti földrajza. Budapest. Akadémiai Kiadó. pp. 138-141.

Dr. Führer, E. 1995. Az ERTI Tiszántúli Kísérleti Állomásának múltja, szerepe, jelentősége és feladatai az erdészeti kutatásban. Erdészeti Lapok. CXXX. évf. (2): 39-40

Dudal, R., Nachtergaele, F., Purnell, M.F. 2002. The human factor of soil formation. In: 17th World Congress of Soil Science Paper No. 93. Bangkok. Thailand

Duray, B. 2009. Tájdinamikai vizsgálatok – A tájhasználat-változás és regenerációs potenciál összefüggéseinek modellezése. Doktori (PhD) értekezés. Szegedi Tudományegyetem. Természettudományi és Informatikai Kar. Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék. Szeged. 7 p.

Dvoracsek, M., 1952. Adatok a talajszerkezet vízállóságának fiziko-kémiai alapjaihoz. In: Agrokémiai Kutató Intézet 1950-es évkönyve. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest. pp. 141–158.

Dvoracsek, M., 1950. A talaj rögszerkezetének vizsgálata. Agrártud. 2. pp. 703–708.
Ecsedy I. 1979: The people of the pit-grave kurgans in eastern Hungary. Akadémia Kiadó. Budapest. 11 p.

Elekne, F. V. 2016. Környezeti hatásvizsgálatok támogatása információs rendszerekkel. Doktori (PhD) értekezés. Nyugat-magyarországi egyetem. Kitaibel Pál Környezettudományi Doktori Iskola. Sopron. pp. 9-17.

Félegyházi, E., Kiss, T., Szabó, J. 2009. Természetföldrajzi gyakorlatok különös tekintettel a geomorfológiai vizsgálatokra: földrajz tanárszakos és geográfus hallgatók számára. Debrecen Kossuth Egy. K., 2009.

Frisnyák, S., 2001. A kultúrtáj kialakulása és terjedése az Alföldön. Földrajzi Konferencia. Szeged. pp. 1-7.

Füleky, Gy. 2011. Talajvédelem, talajtan. Környezetmérnöki Tudástár Sorozat szerkesztő: Dr. Domokos Endre. Pannon Egyetem – Környezetmérnöki Intézet. Veszprém.

Geist, H.J. and Lambin, E.F. 2002. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience*. 52. pp. 143-150.

Gennadijev, A. N., Ivanov I. V. 1989. Talajképződés és paleotalajtan: problémák, koncepciók és módszertan. *Pocsvovedenije* 10: 34-43.

Gojda, M., Hejan, M. 2012. Cropmarks in main field crops enable the identification of a wide spectrum of buried features on archaeological sites in Central Europe. *Journal of Archaeological Science* 39: 1655–1664.

Gyuris, P., Sápi, D., Kovács, F. 2019. Bioenergetikai szempontú felmérések marginális, művelés alól kivont területeken. In: *Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában X.: Theory meets practice in GIS*. Debreceni Egyetemi Kiadó. Debrecen. 109-116. ISBN 9789633180549

Joó, K. 2004. Kunhalmok és környezetük talajtani vizsgálata, különös tekintettel a talajképződési folyamatok rekonstruálására. Doktori disszertáció. Gödöllő.

Joó, K., Barczy, A., Szántó, Zs., Molnár, M. 2004. A hortobágyi Csípő-halom talajtani vizsgálata. In:Tóth A. (szerk): A kunhalmokról más szemmel. Alföldkutatásért alapítvány. Kisújszállás -Debrecen. pp. 5-20.

Kátai, J. – Novák T. J. 2010. A Hortobágy talajai (Soils of Hortobágy – in hungarian), Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica 24/1: 43-54.

Kátai, J. 2011. Talajökológia. Debreceni Egyetem. Debrecen. TÁMOP-4.1.2-08/1/A-2009-0010 projekt. 99 p.

Katona, A. 2010. Adatok a hajdúsági öskörnyezet és tájhasználat megismeréséhez a Lyukas-halom paleotalajtani vizsgálata alapján. Diplomadolgozat. Gödöllő. 47 p.

Kendra K., Sarah E.,Wilfried M. 2006. Conversion from agriculture to grassland builds soil organic matter on decadal timescales. Ecological Applications. 16 (1): pp. 143-153

Kerényi, A. 2011. Alföldünk klímája és nagytájunk változásai földtörténeti léptékben. In: A környezeti változások és az Alföld 7.: 25-34.

Keresztesi, B. 1985. Az erdészetfejlesztés fő irányai az elmúlt három évtizedben: Akadémiai székfoglaló : 1983. március 28. Értekezések, emlékezések . Akadémiai Kiadó. Budapest. ISBN 963-05-4085-1

Kincses, K. 2021. Tájvédelem – jóllétünk védelmének eszköze. Külügyi Szemle. (20): 155-172. ISSN 1587-9089

Kispál, Zs. 2004. A mindszenti és szentesi kunhalmok természetvédelmi botanikai vizsgálata. In: Tóth, A. 2004. A kunhalmokról más szemmel. Alföldkutatásért alapítvány, Kisújszállás -Debrecen. p. 71-79

Kiss, Cs. 1998. A kunhalmok védelme és megmentésük lehetőségei. Kisújszállás. A Puszták. 1/16. 1999. DATE-MVFK. Szarvas. p. 267.

Klein P. 2012. Magyarországi kunhalmok paleotalajának összehasonlítása. Természetvédelmi Mérnök BSc Szakdolgozat. Szent István Egyetem. Gödöllő. 42 p.

Kovács, F., Rakonczai, J. 2001. Geoinformatikai módszerek alkalmazása a tájváltozások értékelésében a Kiskunsági Nemzeti Park területén. In: A földrajz eredményei az új évezred küszöbén. SZTE TTK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék. Szeged. pp. 1-15. ISBN 963-482-544-3

Kovács, A. D., Farkas, J. Zs. 2019. Tájváltozások társadalmi hátterének vizsgálata alföldi példákon. Tér és Társadalom. 33 (4): 157-176. <https://doi.org/10.17649/TET.33.4.3169>

Kovács, A., Gulyás, P., Farkas, J. Zs. 2021. Tájhasználati érdekek és ellenérdekek az Alföldön – A Természetvédelem, a Mezőgazdaság és a Turizmus kapcsolata a Kiskunsági Nemzeti Park példáján. Földrajzi Közlemények. Budapest. 145 (4): 317–334.

Kökény, K. 2021. Aggregátum stabilitás, humusz és mikrobiális biomassza vizsgálatok egy hosszútávú trágyázási tartamkísérletben. Doktori (Ph.D.) értekezés. Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Georgikon -Campus Fesztetics Doktori Iskola. Keszthely. pp. 17-20.

Ladányi, Zs. 2011. Tájkváltozások értékelése a Duna-Tisza közti homokhátság egy környezet- és klímaérzékeny kistáján, az Illancson. Doktori (PhD) értekezés. Szegedi Tudományegyetem. Természettudományi és Informatikai Kar, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged.

Lett, B. 2021. Amit a számok mutatnak – Az erdőtelepítések tapasztalatai 1920–2020. Erdővagyon-gazdálkodási közlemények (15). Soproni Egyetem Kiadó. Sopron.

Lóki, J., Négyesi, G., Buró, B., Patakné Félegyházi, E. 2012. Aeolian surface transformations on the alluvial fan of the Nyírség. *J. Environ. Geogr.* 5 (1-2), 21-28.

M., Nepper, I., Sőregi, J., Zoltai, L. 1981. Hajdúsági halmok. Hajdúsági Közlemények 8. Hortobágyi Idegenforgalmi Bizottság. Hajdúböszörmény. 28 p. 30 p. 32 p. 43 p.

Madarász, B., 2009. A magyarországi erubáz talajok komplex talajtani vizsgálata, különös tekintettel agyagásvány-összetételükre MTA. Doktori (PhD) értekezés. Budapest: 96 p.

Mari, L. 2010. Tájkváltozás elemzés a CORINE adatbázisok alapján. Tájkváltozás értékelési módszerei a XXI. Században. Szilassi P. – Henits L. (szerk). Tudományos konferencia és műhelymunka tanulmányai. Szeged. pp. 317-330.

Mari, L., Mattányi, Zs. 2002. Egységes európai felszínborítási adatbázis a CORINE Land Cover program - Földr. Közl. CXXXVI. (L.) (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. Kaposvár Hungary. Kaposvár University. Faculty of Economic Science. 56 p. ISBN 978 615 5599 72 9

Mátyás Cs. 2000. A (szak) tudás veresége. Erdészeti Lapok. CXXXV. évfolyam 7-8. szám (július-augusztus). Országos Erdészeti Egyesület. pp. 237-238.

Mezősi, G. 2011. Az Alföld természeti képezének kialakulása. In: A környezeti változások és az Alföld. 7. Békéscsaba. pp. 15-24.

Mohácsy, G. 2003. Vidékfejlesztési támogatások az EU csatlakozás után (2004-2006). Gazdálkodás. Scientific Journal on Agricultural Economics. 47 (06): 19 - 26. Károly Róbert Főiskola. Gyöngyös.

Molnár, A. 2004: Hajdúsági eltűnő szigetek. Ifjúsági Természetvédő Kör Kiadó. Hajdúböszörmény. pp. 17-21.

Molnár, M., Joó, K., Barczy, A., Szántó, Zs., Futó, I., Palcsu, L., Rinyu, L. 2004. Dating of total soil organic matter used in kurgan studies. Radiocarbon 46(2): 413–419.

Nagy, V. 2020. Energia és táj - Energetika és tájhasználat. Energiagazdálkodás 61 (3): 23-26. ISSN 0021-0757 (2020)

Négyesi, G., 2018. Mezővédő fásítások tér- és időbeli változásának vizsgálata a Nyírségben – a szélerózió szemszögéből. Tájökológiai Lapok 16(2): 113–128. <https://doi.org/10.56617/tl.3583>

Németh, G., Gyenizse, P., Lóczy, D. 2020. A Földhasználat és a tájmintázat alakulása a Kelet-Külső Somogyi Dombságban a 18. század közepétől a napjainkig. Szeged. Tájökológiai Lapok 18 (1): 37-44.

Novák T. J. 2005. A természeti adottságok és az emberi tevékenység szerepe a szikesedési folyamatokban a talajok és a növényzet egyes jellemzői alapján a Hortobágy déli részén (Relevancy of natural conditions and human activities in alkalization processes based on vegetation and soil changes in South-Hortobágy – in hungarian, with english abstract - PhD thesis), Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem, Természettudományi Kar. Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék. Debrecen. 152 p.

Novák, T. 2010. A Hortobágy tájföldrajza. In: Földrajzi szemelvények határok nélkül : napjaink magyar és szlovák természet-, társadalom- és gazdaságföldrajzi írásaiból / [közread. az] MTA Regionális Kutatások Központja ... Térségfejlesztési Kutatások Osztálya ..., Univerzita Pavla Jozefa Šafárika v Košiciach, MTA RKK. Pécs. 23-27. ISBN: 9789639899308

Novák, T. J., Balla, D., Botos, Á. 2020. Egy eltűnt szőlőskert nyomában. Avagy a hagyományos határhasználat nyomai a talajokban és a tájban. Honismeret (A Honismereti Szövetség folyóirata) 48 (4):106-111.

Novák, T. J., Balogh, Sz., Incze, J. 2019. Hazai tájváltozások és térbeli különbségeik értékelése felszínborítási és talajadatok alapján. In: Füleky György emlékkonferencia - A Táj változásai a Kárpát-medencében, XII. tájtörténeti tudományos konferencia. Környezetkímélő Agrokémiáért Alapítvány. Érd. pp. 153-159. ISBN 978-963-89483-2-8

Novák, T. J., Incze, J., 2018. Antropogén hatások becslése hazai talajokban felszínborítási adatok és WRB diagnosztika alapján. Agrokémia és Talajtan 67 (2). Budapest. pp. 179-195.

Novák, T., Balla, D., Rásó, J., Botos, Á., Mester, T. 2017. A NAIK ERTI Püspökladányi Állomás talajainak taxonómiai helyzete WRB 2015 szerint. Talajvédelem. Klsz. pp. 189-197.

Novák, T., J, Nyilas, I., Tóth, Cs.. 2009. Tájökológiai vizsgálatok a Zsolcai-halmok löszgyepein, Tájökológiai Lapok 7. pp. 161-173.

Novák, T., K., Balogh, Sz., Incze, J. 2019. Az antropogén hatások mértékének térbeli különbségei és változásai hazai tájakon felszínborítási és talajdiagnosztikai adatok alapján. Földr. Közl. 143 (4): 285-307.

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. DOI: 10.1556/088.2018.00014

Pansu, M., Gautheyrou ,J. 2006. Hand book of soil analysis. Springer-Verlag Berlin Hei-delberg. Mineralogical, Organic and Inorganic Methods. Berlin. pp. 1-993.

Pető, Á. 2006. A hajdúnánási Lyukas-halom és közvetlen környezetének biomorf elemzésén alapuló öskörnyezettani rekonstrukciója. Diplomadolgozat. Gödöllő.

Pető, Á. 2010: Burial mounds: detecting ancient surfaces. The method of (semi) quantitative phytolith and biomorph analysis. Archeologia E Calcolatori 21: 315–324.

Pető, Á. Bucsi, T. 2008. Kiegészítő adatok a Csípő-halom paleoökológiai elemzéséhez. Tájökológiai lapok 6. (1-2) pp. 197-208.

Pető, Á., Barcsi, A. 2020. Kunhalmok szerepe a természet- és környezettudományos kutatásban. Határtalan Régészet. 5. évf (2). pp. 76-78.

Philip, C., Mark, J. M., Sean, T. S.– ET AL. 2004. Community- and ecosystem level changes in a species-rich tallgrass prairie restoration. *Ecological Applications* 14. 6. pp. 1680-1694.

Piché, N., Kelting, D. L. 2015. Recovery of soil productivity with forest succession on abandoned agricultural land. *Restoration Ecology* 23 (5). pp. 645–654. pp. 72-75.

Rahman M.M., Bárcena T.G., Vesterdal L. 2017. Tree species and time since afforestation drive soil C and N mineralization on former cropland, *Geoderma*, 305(1): 16-26

Rákóczi, A. 2018. Újabb lépések a kunhalmok megőrzésében. *Tájökológiai Lapok* 16 (1). SZIE Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet. pp. 1-11.

Rakonczai, J. 2011. Az Alföld tájváltozásai és a klímaváltozás. In: *A környezeti változások és az Alföld* 7. pp. 137-148.

Rásó, J. 2012. „Ti vagytok a mi katedrálisaink”. In: *Püspökladányi Kalendárium 2013-as esztendőre*. 2012. szerk. D. Sári A. Püspökladány. Püspökladányi Tájékoztató Központ. pp. 77-80.

Rátonyi, T. 2007. Hagyományos és a talajkímélő termesztéstechnológiai rendszerek talaj fizikai állapotára gyakorolt hatásának értékelése. *Munkabeszámoló*. OTKA.

Richard, F. P., James., M., Alan, H. et al.: 2002. Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology*. 39. pp. 294-309.

Schmidt, J. 2011. Földműveléstan. TÁMOP 4.2.5 Pályázat könyvei. Debreceni Egyetem. Nyugat-Magyarországi Egyetem. Pannon Egyetem

Sekera, F. & Brunner, A., 1943. Beiträge zur Methodik der Greforschung. Z. Pflanz. Bodenkunde. 29. pp. 169–212.

Sódor M., Temesi G. 2001. A természetszerű erdők kezelésének és megújításának alapjai. In: Bartha D. et al. A természetszerű erdők kezelése. Természetbúvár Alapítvány Kiadó. Budapest. p. 12-14.

Stefanovits, P., Filep, Gy., Fülek, Gy. 1999. Talajtan. Mezőgazda Kiadó. Budapest. 71. p. 74-75. p. 81-83. p. 139. p. 147-148. p. 191-193. p. 199-201. p.

Sümei, P. 2020. „Holtak tenyerén járva” : kurgánok a Kárpát-medencében és az eurázsiai sztyepp - erdős sztyepp övezetben. Határtalan Régészet. 5. évf (2).

Sümei, P., Kozák, J., Magyar, E., Tóth Cs. 1998. A Szakáld-Testhalmi bronzkori tell geoarcheológiai vizsgálata. Acta Geographica, Geologica et Meteorologica Debrecina. 34. pp. 165-180.

Szabó, A.: 2019. Telepített Akác, Nemesnyár és Kocsányos Tölgy állományok hatása a talajvízre az Észak-Alföldön. Doktori értekezés, Soproni Egyetem, Sopron, Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola

Szerb, B., Szerb, A., B., Csonka, A. 2019. Globális mezőgazdasági felelősségvállalás: Agrárerdészeti rendszerek szerepe a fenntartható élelmiszer-termelésben. A környezet és a határok kutatója: Tiszteletkötet Nagy Imre 65. születésnapja alkalmából. Regionális Tudományi Társaság. Szabadka. pp. 187-200

Szilassi P., 2012. Változó tájak: tendenciák, okok, következmények. TÁJVÉDELMI FÜZETEK. 2. pp. 69-79. ISSN 2062-6428

Szilassi, P. 2017. Magyarországi kistajak Felszínborítás változékonysága és felszínborítás mozaikosságuk változása. Tájökológiai Lapok 15 (2): 131-138.

Szilassi, P., Bata, T., Molnár, Zs. 2015. A táj antropogén átalakítottságának térképezése Magyarország példáján. In: VI. Magyar Tájökológiai Konferencia, 2015. 05.21-2015.05.23, ELTE, Budapest.

Szilassi, P., 2015. Felszínborítás és tájmintázat változása, mint az antropogén környezetváltozások indikátora. In: 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. ISBN 978-963-306-361-3

Szombati, D.,Tasi, J. 2007. Különböző gyephasznosítási módok hatása a növényállomány összetételére a hortobágyi vizes élőhelyrekonstrukciós programban. Animal welfare, ethology and housing systems. Gödöllő. 3(1): 70-101.

Szóllósi, I. 2003. Talajok tömörödöttségi állapotának jellemzése penetrométeres vizsgálatokkal. Doktori (PhD) értekezés. Debrecen. 150 p.

Tóth, A. 1999. Kunhalmok: „Ti vagytok a mi katedrálisaink”. Alföldkutatásért Alapítvány. Kisújszállás. pp. 13-16., 19 p., pp. 35-38, 46 p., pp. 61-61, pp. 64-69.

Tóth, A. 2004: A kunhalmokról más szemmel. Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága: Alföldkutatásért Alapítvány. Debrecen. pp. 7–11.

Tóth, A. 2012. Védendő unikális tájértékeink: a kunhalmok. A Falu. Budapest. XXVIII. évf. (2). pp. 65-74. ISSN 0237-4323.

Tóth, A., Tóth, Cs. 2003. Kunhalmok állapotfelmérése a Hortobágy déli pusztáin és a szomszédos hajdúsági területeken. In: Tisza-völgyi tájváltozások. 2003. Szerk. Tóth, A. Kisújszállás. Alföldkutatásért Alapítvány. 99 p.

Tóth, Cs. A., Pethe, M., Prónay, Zs., McIntosh, R. W., Novák T. J., Molnár M. 2022. A Zsolcai-halmok földtudományi vizsgálata. Tájökológiai Lapok. Journal of Landscape Ecology. 20(1): 63–89. <https://doi.org/10.56617/tl.3150>

Tóth, Cs., 1999. Kunhalmok állapotfelmérése a Büte-halom példáján. In: Füleky György (szerk.): A táj változásai a Kárpát-medencében. GATE. Gödöllő. pp. 37–40.

Tóth, Cs., Botos, Á., Novák, T.J. 2020. Talajtani és növénytani változások szántóföldi művelésből kivont és erdőmentesített halmokon. In: Rákóczi A. (szerk.) 2020: Legújabb eredmények a kunhalmok védelmében. Turizmusáért Vidékfejlesztő és hagyományörző Alapítvány. Lőkösháza. pp. 40-59

Tóth, Cs., Botos, Á., Novák, T.. 2016. A halmok tájvédelmének időszerű kérdései. In: Magyar Földrajzi Napok 2016: absztraktkötet. Szerk.: Pajtókné Tari Ilona, Tóth Antal, Magyar Földrajzi Társaság. Budapest. pp. 89-90. ISBN: 9786158030717

Tóth, Cs., Novák, T., J., Tóth, A. 2014. A kunhalmok területhasználat-váltásának időszerű kérdései. Tiszavilág. A Tiszazugi Földrajzi Múzeum Közleményei 6. pp. 61–76.

Tóth, CS., Pethe, M., Molnár M. 2012. A Zsolcai-halmok komplex földtudományi vizsgálata. In (szerk.: Nyári D.) A VI. Magyar Földrajzi Konferencia Tanulmánykötete. Szeged. pp. 897-904.

Turner, B., Meyer, W.B. 1991. Land Use and Land Cover in Global Environmental Change. International Social Science Journal. 43. pp. 669-679.

Vadász, I. 2009. Tiszaszőlős Monográfiája a kezdetektől napjainkig. Karcagi Nyomda. Karcag. pp. 12-15.

Várallyay, Gy. 2001 Szemléletváltások a magyarországi talajjavítás történetében. Agrokémia és talajtan, 50 (1-2): 119-135. ISSN 0002-1873

Vaszócsik V., Csósz M., Faragóné Huszár Sz., Göncz A., Dr. Grónás V., Hamar J., Kincses K., Pádárné dr. Török É., Dr. Podmaniczky L., Sain M., Sárdi A., Tóth P. 2017. A hazai tájkarakter alapú tájtipizálás célrendszerének és a gyakorlati

alkalmazás lehetséges területeinek előzetes meghatározása. Lechner Tudásközpont Területi, Építészeti és Informatikai Nonprofit Kft. Budapest

Zelenyánszki, A. 1989. Szolnok megye természeti értékei. Versegly Nyomda Kft. Szolnok.

Jogszabályok

1040/1954. évi kormányhatározat az erdőgazdaság fejlesztéséről

50/2008. (IV. 24.) FVM kormányrendelet

Szabványok

MSZ 20135:1999 A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása

MSZ-08 0205–78 A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata

MSZ-08-0206-2/1978 A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata.

Laboratóriumi vizsgálatok.