

DOKTORI ÉRTEKEZÉS

FEHÉRVÁRY ISTVÁN

SZEGEDI TUDOMÁNYEGYETEM

Földtudományok Doktori Iskola

Szeged

2023

SZEGEDI TUDOMÁNYEGYETEM
Természettudományi és Informatikai Kar
Földtudományok Doktori Iskola
Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék

**A HULLÁMTÉRI NÖVÉNYZET VIZSGÁLATA LÉGI LIDAR ADATOK
ALAPJÁN**

Doktori (PhD) értekezés

FEHÉRVÁRY ISTVÁN

Témavezető:
Dr. Kiss Tímea
Egyetemi docens

Szeged

2023

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés, célkitűzések	1
2. Irodalmi előzmények	4
2.1. Az árterek és hullámterek fogalma, és jellegzetes növényzete	4
2.1.1. Az ártér meghatározása	4
2.1.2. Az árterek növényzete	5
2.1.3. Az ármentesítések hatása az ártéri növényzetre a Tiszán	7
2.1.4. Az aktív ártér (hullámtér) területhasználatának változásai	9
2.1.5. Az ártéri növényzet kihívásai és invazív növények az ártereken	11
2.2. Távérzékelés jelentősége a hullámtéri növényzet vizsgálatában	15
2.3. Az érdesség meghatározása az ártéren	17
2.4. A növényzeti sűrűség mérése	20
2.5. A hullámtéri növényzet hatásának modellezése	23
3. Mintaterület	25
3.1. A Tisza hidrológiai és morfológiai viszonyai	25
3.2. Az ármentesítési és szabályozási munkák a Tiszán	29
3.3. Mintaterületek bemutatása	31
4. Vizsgálati módszerek	33
4.1. Az adatok forrása és pontossága	33
4.2. A növényzeti kategóriák döntési fán alapuló meghatározása	34
4.2.1. Az adatok előkészítése az elemzésekhez	34
4.2.2. A térbeli felbontás meghatározása	34
4.2.3. Tanulóterületek kijelölése és a növényzeti típusok definíciója	34
4.2.4. Növényzeti típusok statisztikai paramétereinek kiszámítása a LiDAR pontfelhő alapján	35
4.2.5. A döntési fa létrehozása	36
4.2.6. A döntési fa kiterjesztése és validációja	38
4.3. Növényzetsűrűség meghatározása	39
4.3.1. A növényzetsűrűség kiszámítása	39
4.3.2. A növényzetsűrűségi kategóriák meghatározása	39
4.4. A növényzeti sűrűségviszonyok árhullámokra kifejtett hatásnak modellezése	40
4.4.1. A modell geometriai adatai	40
4.4.2. A modell hidrológiai peremfeltételei	41
4.4.3. A modell kalibrálása	42
4.4.4. A modellek vízszint validációja	43

4.4.5. A vízsebességek validációja a mindszeinti mintaterületen	44
5. Eredmények	47
5.1. A hullámtér felszínfedettségének meghatározása	47
5.1.1. A döntési fa alapján azonosított növényzeti kategóriák.....	47
5.1.2 Az algyői mintaterület növényzeti típusai a döntési fa alapján.....	50
5.1.3. Az eredmények validálása terepi mérésekkel	52
5.1.4. Az algyői mintaterületen kapott eredmények összehasonlítása a mindszeinti mintaterülettel.....	53
5.1.4. Részösszegzés	55
5.2. Növényzeti sűrűség meghatározása	57
5.2.1. Az egyes növényzeti kategóriák növényzeti sűrűsége az algyői mintaterületen	57
5.2.2. A növényzeti típusok csoportosítása növényzeti sűrűségük alapján Algyőnél..	61
5.2.3. A növényzeti sűrűség vertikális változásai Algyőnél	64
5.2.4. Az aljnövényzet sűrűségének értékelése az árvíz levezetése szempontjából az algyői mintaterületen.....	66
5.2.5. Az aljnövényzet értékelése az árvíz levezetése szempontjából a mindszeinti mintaterületen.....	68
5.2.6. Részösszegzés	69
5.3. A vízsebesség alakulása a különböző növényzetű hullámtereken modellezés alapján	71
5.3.1. A vízsebesség napi változásai a mindszeinti mintaterületen a 2006-os árhullám során a különböző szcenáriókban.....	71
5.3.2. Sebességmezők vizsgálata a hullámtéren és a mederben a mindszeinti mintaterületen.....	75
5.3.3. Vízsebesség térbeli alakulása a mindszeinti mintaterületen a tetőzés időpontjában	79
5.3.4. Vízsebesség alakulása különböző morfometriájú kanyarulatokban a mindszeinti és az algyői mintaterületeken	82
5.4. A vízállásban bekövetkező változások a különböző növényzetű hullámtereken modellezés alapján	91
5.4.1. Vízállásban bekövetkezett változások Mindszenten	91
5.4.2. Vízállásban bekövetkezett változások Algyőnél.....	92
6. Összefoglalás	94
6.1. A hullámtéri felszínfedettség meghatározásának eredményei.....	94
6.2. A hullámtéri növényzeti sűrűség meghatározásnak eredményei	96
6.3. A hidrodinamikai modellezés eredményei.....	98
6.3.1. Vízsebességek alakulása a különböző szcenáriókban.....	98

6.3.2. Vízállások alakulása a különböző scenáriókban	101
7. Köszönetnyilvánítás	103
8. Irodalomjegyzék	104
9. Összefoglaló	113
10. Summary.....	121

Rövidítések:

Elev_stddev: cellák magassági értékeinek szórása

CRR: lombkorona relief-arány (canopy relief ratio)

Elev_P99: 99%-os percentilishez tartozó magassági érték

Elev_P95: 95%-os percentilishez tartozó magassági érték

Elev_skewness: a cellában lévő pontok magasságát reprezentáló eloszlási görbe alakjára utal, annak szimmetriáját adja meg

NRD: (Normalized Relativ Density) normalizált relatív sűrűség

Dv₅₀: NRD sűrűség értékek mediánja

Dv₁₀: NRD sűrűség értékek alsó 10 %-a

Dv₉₀: NRD sűrűség értékek felső 10 %-a

D_{mean} : lombkorona átlagos átmérője

H_{mean} : fák átlagos magasság növényzeti kategórián belül

1. Bevezetés, célkitűzések

Európában az árterek kontinens területének megközelítőleg 7%-át teszik ki, és egyedi geomorfológiai, hidrológiai, ökológiai és talajtani jellemzőkkel rendelkeznek (EEA 2020). Ebben a tekintetben Magyarország Európán belül különleges helyzettel bír, hiszen az ország területének 24 %-ka (22 ezer km²) természetes ártér, azonban napjainkban az egykori ártereknek csupán 1,6 % (1500 km²) funkcionál ártérként, ugyanis a XIX. században az ártereket szabályozták, amely során a vízborította területeket mesterségesen gátak közé szorították. Európai szinten a legnagyobb mederszabályozási és ármentesítési munkálatokat a Tisza vízrendszerében végezték, átalakítva ezzel Magyarország leghosszabb folyóját (eredeti hossz 1419 km) és legnagyobb kiterjedésű egykori árterét (25850 km²). A mederszabályozások fő célja az árvizek levonulásának gyorsítása és a hajózás biztosítása volt, a folyó kanyarulatainak átvágásával, így lerövidítve a folyóhosszt a mederesítés növelése mellett (Vágás 1982). A mederszabályozási munkálatok során a XIX-XXI században a Tiszán összesen 94 átvágás valósult meg (Vágás 1982), amelyek a folyó hosszát 1419 km-ről 966 km-re csökkentették, míg az esés átlagosan 3,8 cm-ről 5,9 cm /km-re növekedett (Dunka et al. 1996). Az ármentesítés részeként csaknem a Tisza teljes hossza mentén 4016 km árvízvédelmi töltésrendszert építettek, ezáltal 24500 km² terület vált ármentessé, biztonságos térszint biztosítva a mezőgazdaságnak, a kiépülő infrastruktúra hálózatnak és a települések lakóinak. Ugyanakkor a korábban széles árterek jelentős mértékben veszítettek területükből, például az Alsó-Tiszán a korábban 5-10 km széles ártérre kiöntő árvizek jelenleg már az 1-4 km szélességűre lecsökkentett hullámtéren vonulhatnak le (Török 2000).

A mederszabályozási és ármentesítési munkák következményeként alapvetően megváltoztak a hidrológiai és geomorfológiai folyamatok az ártérből immár hullámtérre vált térszíneken. Bár árvízvédelmi szempontból a megnövekedett mederesítés pozitívan hatott az árvizek levonulásának hosszára, ugyanakkor az árvizek magassága nőtt, míg a meder bevágódása miatt a kisvizek szintje csökkent, tehát a vízszint-ingás szélsőségesebbé vált. Ezzel párhuzamosan megindult a hullámtér oldalirányú és vertikális feltöltődése, a hullámtereken a felszínborítás megváltozása, invazív növények terjedtek el, és így a növényzeti sűrűség és a hullámtéri érdekesség megnövekedett. A folyamatok végeredményeként a Tisza partélek közötti (középvízi) medre és a gátak közötti hullámtér (nagyvízi meder) mederkeresztmetszete is csökkent. Bár a XIX. századi szabályozások után a Tisza vízrendszere dinamikus egyensúlyi állapotba került, a XX. század végén a folyó hidro-morfológiai paraméterei már egyensúlyvesztésre utaltak, amelyet az 1998 és 2006 közötti évek áradásai és az utána következő árvízmentes évtized szélsőségei is igazoltak (Kiss 2014).

Az egyensúlyvesztés fontos eleme, hogy csökkent a teljes szelvény (középvízi és a nagyvízi meder) vízszállító képessége, ami jelentős mértékben érintette az Alsó-Tiszát (Kiss et al. 2019b). Itt, a tiszai vízmércék közül egyedi módon 2000-ben és 2006-ban is megdőlt az 1970-es árvízi rekord, így összességében a valaha mért legnagyobb (LNV) vízállás 80 cm-rel emelkedett Mindszentnél, miközben a vízhozam nem növekedett (Kiss et al. 2019b). A folyó vízszállító képessége a folyóban egységnyi idő alatt lefolyó vízmennyiség sebességétől függ, amit befolyásol a meder alakja, esése és érdekessége. (Kovács et al. 2003) közép-tiszai mérései rávilágítottak arra, hogy az 1970-es évek óta a hullámtér vízvezető képessége jelentősen romlott: míg az 1970-es árvízkor a hullámtéren vezetődött le a vízhozam 20-25%-a, addig 2000-ben ez már csupán 10% volt, és véleményem szerint a

helyzet azóta csak romolhatott a meder szűkülése (Kiss et al. 2019a), az ártér feltöltődése (Gábris 1995, Sándor 2008 Kiss 2019a, Nagy 2020), és a növényzet elburjánzása miatt.

Felismerve a hullámtéren és a mederben bekövetkező változásokat, és az ezekből fakadó kihívásokat a vízügyi ágazat szereplői is elkezdtek a problémán dolgozni. A sikeres árvízi védekezés esélyének megőrzésének alapját képezi a „Nagyvízi Mederkezelési Terv” (Kormányrendelet (2014), amelynek alapját a vízgazdálkodásról szóló 1995. évi LVII. törvény teremtette meg. A Nagyvízi Mederkezelési Tervek értékelhetővé teszik a jelenlegi állapotot, és mérlegelési lehetőséget teremtenek a hullámtéri viszonyok megváltoztatásához, hogy az kedvezőbb lefolyási viszonyokat eredményezzen. A gyakorlatban már több példa is látható a hullámtéri mederkezelés megvalósítására (Sági 2015, Vizi és Právetz 2020), azonban a tervek továbbfejlesztése azok részletesebb, pontosabb adatokkal való feltöltése, valamint az összefüggések feltárása elengedhetetlen mind a vízügyi ágazat, mind pedig az érdekeltek széles tömege számára.

A korábbi, pont-szerű kutatások (Oroszi 2009, Sándor 2011, Nagy 2018b Kiss 2019a) arra utalnak, hogy a Tisza vízrendszerében a XIX. századi, közel természetes állapotok óta a növényzet jelentősen átalakult, amelynek következtében a növényzeti érdességi viszonyok jelentősen romlottak, így a hullámtéri növényzet egyre nagyobb mértékben járul hozzá a vízszintek növekedéséhez. A problémát tovább súlyosbítja a területhasználat és klímaváltozás miatt megjelenő invazív fajok megjelenése (pl. gyalogakác, süntök és zöld juhar), amelyek napjainkra szinte áthatolhatatlanná váltak a hullámtéren, csökkentve a biodiverzitást és csökkentve a hullámtéren levonuló víz sebességét (Sándor 2011). Hipotézisem szerint a növényzet alapvetően befolyásolja a levonuló árvízszinteket a hullámtér vízszállító képességének csökkentése révén. Ugyanakkor ennek mértékéről csupán pontszerű adatokkal rendelkezünk (Oroszi 2009, Sándor 2011, Nagy 2018b Kiss 2019a), miközben térbeli változásairól gyakorlatilag nincs adat, noha véleményem szerint az árvízi kockázat csökkentésére és a fluvialis egyensúlyi állapot helyreállítására a hullámtéri növényzeti érdességén keresztül vezet az egyik megvalósítható út. Ugyanis a hullámtéri növényzet (pl. parlagok, ültetett erdők) megfelelő kezelésével egyrészt javítani lehetne a hullámtérek vízszállító képességét, mérsékelni lehetne a feltöltődés mértékét és ezáltal a teljes hullámtéri keresztmetszet csökkenésének ütemét, így biztosítva a biztonságos árvízszállítás támogatását.

A hullámtéri növényzettel kapcsolatos problémák, azaz a területhasználat megváltozása, az invazív fajok robbanásszerű terjedése, és a növényzeti érdesség erőteljes növekedése a teljes hazai Tisza szakaszt érintik (Vass 2019, Gábris, Nagy 2018a, Kiss 2019a, Kiss 2019b). Ugyanakkor a korábbi kutatásainkban (Nagy 2018b, Kiss 2019a, Fehérvári et al. 2020) azt is bebizonyítottuk, hogy ezek a folyamatok különösen kifejezettek az Alsó-Tisza vidéken, ezért kutatásomat ezen a Tisza szakaszon végeztem. Általános célom az, hogy a korábbi pontszerű adatok helyett nagyobb területre is alkalmazható módszerek kidolgozásával meghatározzam a hullámtér borító ártéri növényzet sűrűségét, és az adatok alapján modellezem a hullámtéren a víz áramlását, és javaslatokat tegyek a hullámtér megfelelő kezelésére. A PhD dolgozatomban az alábbi részletes célokat tűztem ki:

1. Növényzeti kategóriák automatikus lehatárolása LiDAR adatok alapján

Az elérhető területhasználati adatbázisok (pl. Corine Land Cover, Erdészeti Térkép) nem adnak elegendő mélységű információt a hullámtéren belül a növényzetről, egyrészt nem megfelelő térbeli felbontásuk miatt, másrészt mert nem azzal a céllal készültek, hogy segítségükkel pontos adatokkal rendelkezünk a növényzet vertikális felépítéséről (szintjeiről). Ugyanakkor a részletes térbeli vizsgálatokhoz, a pontos tervezéshez fontos, hogy nagyobb felbontású adatforrás alapján, lehetőleg automatizált módon értékeljük a

növényzetet. Ezért a kutatás első lépésében célul tűztem ki egy LiDAR alapú gépi tanulóval kombinált módszer kifejlesztését, amellyel az alábbi kérdéseket tudom megválaszolni:

- A hullámtéren található főbb növényzeti típusok (ártéri füzes, nemes nyaras, fehér nyaras, gyalogakácos bozót, nyílt felszín) a LiDAR pontfelhő alapján milyen statisztikai paramétereik alapján azonosíthatók?
- Milyen pontossággal lehet elkülöníteni a vizsgált növényzeti társulásokat?
- Az osztályozási algoritmusnak melyek a gyengeségei és erősségei?
- Milyen arányban vannak jelen a vizsgált növényzeti típusok a hullámtéren? Térben hol találhatóak a sűrű bozótosokat alkotó gyalogakácosok?

2. Növényzeti sűrűség meghatározása LiDAR adatok alapján

Az árvizek levonulásának szempontjából a lényegi információ az elöntés alá kerülő térszínnek növényzeti sűrűsége. A vizsgált hullámtéri területen ez a földfelszíntől számított 5 méteres zónát jelenti, ami megközelítőleg a gátak tetejéig terjed. Erre az elöntési zónára vonatkozóan az árvíz pontos modellezéshez, illetve a hullámtéri növényzet kezelésének tervezéséhez nem áll rendelkezésre nagytömegű, egységes, a növényzeti sűrűséget leíró adat, ezért az alábbi kutatási kérdéseket tűztem ki:

- Milyen sűrű a növényzet a különböző magassági zónákban?
- A vizsgált növényzeti típusokra milyen növényzeti sűrűség a jellemző?
- Hogyan alakul térben a hullámtér növényzeti sűrűsége?

3. A növényzeti sűrűség hatása a levonuló árhullámok sebességére és magasságára

A növényzeti érdesség meghatározására régóta elfogadott és széles körben használt adatok elérhetőek (Chow 1959), azonban az érdesség térbeliségének pontatlan (vertikális vagy horizontális) meghatározása téves következtetésekhez vezethet. A kiszámított növényzeti sűrűségi paraméterek a modellezés számára hasznos információval szolgálnak, és a bemeneti érdességi paraméterek térbeli bizonytalanságából adódó hiba jelentősen csökkenthető, így a folyamatok tér- és időbelisége pontosabban modellezhető.

A 2D hidrodinamikai modellezés (HEC-RAS 2D) és a LiDAR alapú növényzeti sűrűség kombinációja kiváló lehetőséget nyújt arra, hogy a növényzet által befolyásolt lefolyási viszonyokat vizsgálhassam. A modellezés során két különböző geomorfológiájú mintaterületen (szűk vs. tág kanyarulatok, egyenletes vs. változatos szélességű hullámtér) értékeltem a víz áramlását a hullámtéren. A modellezés során különböző felszínfedettségi scenáriókat vizsgáltam: (1) a XIX században jellemző rét-legelő dominanciájú növényzetet, (2) a jelenlegi állapotot, amelyben ültetett erdők dominálnak, (3) a jelenlegi állapotot, de karbantartott erdőkkel, (4) valamint invazív fajokkal erősen fertőzött erdőket (azaz azt az állapotot, amely az invazív fajok kontrollja nélkül valósulna meg a jövőben). A modellezéssel kapcsolatban az alábbi kutatási kérdéseket határoztam meg:

- Hogyan változik a vízsebesség és vízállás a különböző hullámtérkezelési scenáriókban?
- Hol vannak a hullámtereken a lefolyási sávok? Hogyan változik a vízsebesség a lefolyási sávokban különböző hullámtérkezelési scenáriók mellett?
- Hogyan befolyásolja a növényzet a különböző morfometria paraméterekkel rendelkező kanyarulatokban a hullámtéri vízsebességet és áramlási viszonyokat?

Dolgozatom eredményei hasznosulhatnak a nagyvízi mederkezelési tervekben, a nagyvízi árvízlevezető sávok kialakításában és a döntéselőkészítő beruházások hatáselemző eszközeként. A kapott eredmények az erdészet és a vízügy számára is széleskörben használhatóak lehetnek, hiszen tematikus térképek készíthetők a hullámtér állapotáról és

sűrűség viszonyairól, és pontosan azonosíthatók azok a növényzeti foltok/területek, amelyeknél beavatkozás szükséges. Az eredmények kiterjesztésével cönológiai elemzések is támogathatók.

2. Irodalmi előzmények

A fejezetben tisztázom az ártér és a hullámtér fogalom rendszerét, majd bemutatom a hazánkban jellemző ártéri növényzet társulásait és főbb növényfajait. A növényzet leírása megkönnyíti a későbbi LiDAR alapú elemzések növényzetre vonatkozó következtetéseinek értelmezését. Az ártéri növényzet térben és időben teljesen átalakult az utóbbi évszázadokban, így külön alfejezetekben foglalkozom a növényzet és a területhasználat változásait és következményit bemutató kutatások megismertetésével. A változásokat irányító folyamatok feltárása napjainkban is kiemelt szerepet kap, ezért a nemzetközi és a hazai szakirodalom példáin keresztül mutatom be az ártéri növényzet osztályozására és a növényzet sűrűségének mérésére szolgáló módszereket és eredményeket. Az ártéri növényzet változásának következményit árvízvédelmi szempontból a hidrodinamikai modellezéssel számszerűsíthetjük, egzakt képet kapva a változások hatásairól a levonuló árhullámokra. Az irodalmi előzmények utolsó alfejezetében a növényzet hatásnak hidrodinamikai modellezésével foglalkozó nemzetközi és hazai kutatási eredményeket foglalom össze.

2.1. Az árterek és hullámterek fogalma, és jellegzetes növényzete

2.1.1. Az ártér meghatározása

Az egyes tudományterületek más és más megközelítést alkalmaznak az ártéri térszínnek meghatározására. Lóczy (2013) részletes áttekintést adott az árterek fogalmi rendszeréről a nemzetközi szakirodalom alapján, amelyből kitűnik a fogalmi meghatározás komplexitása. Az ökológia megközelítés szerint az ártér a szárazföldi és vízi környezet közötti kapcsolat zónája, ahol a biológiai, fizikai és kémiai kapcsolatok kétirányúak, azaz a szárazföldi rendszerek befolyásolhatják a vízi rendszereket és fordítva (Swanson et al. 1982). Ezt a megfogalmazást értelmezte újra Osterkamp (2008) geomorfológiai szempontokat is figyelembe véve. Definíciója alapján az ártér, mint ökológiai fogalom, utal a folyórendszerek azon részére, amelyeket az árvíz elönt, így beletartoznak az aktívan fejlődő folyóvízi formák is, mint például a meder, a zátonyok, a holtágak, az ártéri mélyedések (pl. sarlólaposok, mocsarak) és folyóhátak. A talajtulajdonságokat figyelembe vevő megközelítés szerint (Ledesma et al. 2018) az ártér a folyó partéle menti terület, ahol a szervesanyagban gazdag talaj átmenetet mutat a szervesanyagban szegény talajokkal. Hidrológia szempontból az ártér azt a parti sávot jelenti, ahol a folyó menti területek időszakosan elöntés alá kerülnek (Bren 1993). A geomorfológiai definíció alapja nem csupán a domborzat, dinamikus térszínnek tekinti az árteret és a felszínfejlődési folyamatokat is figyelembe veszi (Leopold 1994, Gregory 1997). A legkomplexebb megfogalmazást a hidro-morfológiai ártérmeghatározás adja, mely a domborzati, geomorfológiai és hidrológiai jellemzőket is magába foglalja. Eszerint a hidro-morfológiai ártér a vízfolyások mentén található sík felszín, amely a folyóvízi felszínfejlődés maradványait tartalmazza, időszakosan elöntés alá kerülhet, és az áradások hordalékanyaga jelenleg is építi (Lewin 1978; Leopold 1994; Lóczy 2011). Kiemelendő, hogy meghatározás alapján nem csak a rendszeres elöntésű területek tartoznak ide, hanem minden olyan terület,

ahol megtalálható az egykori fluviális formaegyüttes. Az Európai Unió Víz Keretirányelve is a hidro-morfológiai ártérmegfogalmazást használja (European Commission 2000). Hazánkban, és azon országokban, ahol ármentesítési munkát végeztek, az ártér a gátépítések révén kétosztatúvá vált. A mentett oldali árteret csak katasztrofális árvizek önthetik el gátmeghágás vagy gátszakadás révén. Ezzel szemben az aktív ártér, azaz a hullámtér az árvízvédelmi töltések közötti ártér mely a vízügyi gyakorlat szerint az 1%-os valószínűségű árvizekre van tervezve. Gábris (1995) alapján különbséget tehetünk az alacsony ártér és magas ártér között. Az alacsony ártér az éves átlagos nagyvíz előtti és ezen a térszínen meanderzik a folyó. Ezen meanderöv szélén található a magas ártér pereme, melyet már csak a nagyobb árvizek hágnak meg, elöntve a magas árteret.

Mivel az ártér, mint térbeli egység több tudományterületen is megjelenik, némileg eltérő definiálása az azonosítás változatosságából ered, amit bonyolít az a tény, hogy az árterek felépítése és ökológiai működése földrajzi helyenként más és más. Az árterek szerkezetét és fejlődését meghatározó legfőbb tényezők közé tartozik a vízfolyás morfológiai tulajdonságai (Corenblit et al. 2015), a bio-klimatikus környezet, ami meghatározza például a rendelkezésre álló víz mennyiségét és időbeliségét (Bendix és Stella, 2013), és az emberi tevékenység, ami direkt (pl. erdőirtás) vagy indirekt (pl. vízkivétel, folyószabályozás) módon befolyásolja az ártér fejlődését (Balogh et al. 2017, Nagy et al. 2018).

2.1.2. Az árterek növényzete

A fenti meghatározások összessége szerint az ártéri zóna a folyórendszer mentén húzódó terület (amelynek szélessége a különböző definíciók szerint eltérő lehet), ahol az alrendszerek egymást befolyásolják a fizikai, biológiai, kémiai és egyéb kapcsolataik révén. Ezen összetett jellemzők miatt az árterek területe sajátos élővilágnak ad otthont. A National Research Council (NRC 2002) meghatározása szerint az ártéri növényzet az ártereken megjelenő, átmeneti jellegű vegetáció a szárazföldi és a vízi ökoszisztémák között, amely elkülönül környezetétől a biofizikai jellemzői, ökológiai folyamatai és fajösszetétele révén. Az ártéri növényzet általában mozaikos formában jelennek meg, amely mozaikok különbözhetnek megjelenésükben, szerkezetükben és összetételükben, mivel a fizikai peremfeltételek is helyről-helyre változnak (pl. a vízsebesség, adott vízszint feletti magasság, talajtani paraméterek), akár csak a formák kora és a terület használata. Az ártereken olyan társulások jellemzőek, amelyek alapvetően különböznek a magasabban fekvő területek növényzetétől eltérő vízigényük illetve toleranciájuk miatt (Sabo et al. 2005).

Mivel a kutatásomban az Alsó-Tisza hullámterén vizsgálom a növényzetet hidrológiai perspektívából, fontosnak tartom a Tisza mentén előforduló leggyakoribb (természetes) növénytársulások bemutatását, megjegyezve, hogy a dolgozat nem társulástani szempontból értékeli az ártéri növényzetet, hanem hidrológiai szempontok szerint. Ezért itt, az irodalmi előzményeknél nem célozom a társulások részletes cönológiai bemutatása.

Nádasok

A lassú folyású folyókat és állóvizeket a part mentén, 1-3 m-es vízmélységig szegélyező, a vízben gyökerező, de szárukkal magasan a víz felé emelkedő növényzetet összefoglalóan nádasoknak nevezik (Haslam 1972). Magasságuk 1-4 méter sűrű szinte áthatolhatatlan állományt alkotnak. Az Alföld vízjárta helyein egykor nagy kiterjedésű nádasok terültek el, de az ármentesítések hatására területük napjainkra erősen megfogyatkozott (Hortobágyi és Simon 1981, Zlinszky 2013). Az igen változatos fajösszetételű nádasokban többnyire maga a nád (*Phragmites communis*) a domináns faj, de

a nádat más fajok is helyettesíthetik, mint pl. a tavi káka (*Scirpus communis*) vagy a gyékények (*Typha* sp.) (Hortobágyi és Simon 1981). Napjainkban a nádasok a part felől érkező szennyező anyagok (pl.: műtrágyák, olajok) kiszűrésében jelentős szerepet töltenek be, ezáltal a vízminőség megőrzésében fontos szerepet játszanak (Hortobágyi és Simon 1981).

Magassásosok

Az ártér mélyfekvésű területein, az állandóan kis vízmélységű vagy csak időszakosan vízzel borított területeken jellemzőek ezek a társulások, igen gyakran egykori puhafaligetek helyein. Társulásai közé tartozik a magas-sás-rét (*Caricetum acutiformis-ripariae*), az eltűnően lévő zsombéksásos (*Caricetum elatae*) és a semlyék-sásos (*Carici-Menyanthemum*). A magassásosokat rendszerint valamelyik sás faj (*Carex* sp.) dominanciája jellemzi, de gyakoriak bennük a nádasok, mocsárrétek, illetve láprétek elemei is. Magasságuk 1-2 m-t is eléri sűrű, összefüggő állományokat alkotnak. A magassásosokat néhol kaszálják, de szénája takarmányozásra nem jó minőségű az éles és kemény levelek miatt (Hortobágyi és Simon 1981).

Mocsárrétek

Az állandó vízborítású területektől távolabbi ártéri területeken, ahol még biztosított a vízellátás, de már nyáron kiszáradhat az üde talaj, a mocsárrétek higromezofil növénytársulásai jelennek meg. A társulást alkotó fajok magassága átlagosan 10- 50 cm. Legfontosabb ide tartozó társulások a fehértippanos rétek (*Agrostetum albae*), az ecsetpázsitos rétek (*Alopecuretum pratensis*), és a réti csenkeszesek (*Festucetum pratensis*). Ezek a társulások igen variábilisak, és gyakran egymással keveredhetnek (Hortobágyi és Simon 1981). A mocsárrétek helyén puhafás ártéri ligeterdők alakultak ki, és fennmaradásukat a kaszálás és a legeltetés biztosíthatja. Sok helyen állományaikat takarmányozási szempontból kedvezőbb tápértékű fajokkal (pl.: pillangósok) felülvetik, így fajösszetételüket mesterségesen megváltoztatják (Hortobágyi és Simon 1981).

Puhafa ligeterdők, fűzligetek

Alföldi folyók mentén, az alacsony árterületeken fordulnak elő puhafa ligeterdők. Helyzetükből adódóan közös jellemzőjük, hogy állományaikat évente többször is tartós víz boríthatja. Mivel a folyók hidrológiai paraméterei (pl. mintázat, áramlási sebesség, hordalék típusa és mennyisége) folyásirányban fokozatosan változnak, ez a fajösszetételüket is befolyásolja (Borhidi és Sánta 1999). A meder menti alacsonyfekvésű térszíneken a bokorfűzes társulás (*Salicetum triandrae*) sávjai húzódnak, míg a kissé magasabb térszíneken fűz-nyár ligeterdők (*Salicetum albae-fragilis*) jellemzőek, amelyek bennük megjelenő fekete nyár miatt már erdő jellegű társulásnak számítanak (Hortobágyi és Simon 1981, Kevey 2008).

Ebben a társulásban gyakoriak a különböző fűz fajok, mint fehér fűz (*Salix alba*), törékeny fűz (*Salix fragilis*), de a gyorsfolyású patakok mentén keveredhet a ligeterdőbe éger (*Alnus glutinosa*) is. A LiDAR vizsgálat szempontjából fontos ezen társulások főbb fajainak fizionómiája. A fehér fűz, amelyik az egyik legelterjedtebb társulás alkotó faj, nagy termetű fa, kifejlett példányai akár 30 m magasságot is elérhetnek. Törzse nyúlánk és többnyire szabálytalanul hajlott, koronája is megnyúlt, kúp alakú, az ágvégek lehajlanak (Gencsi és Vancsura 1997, Kevey 2008). A ligeterdőkbe keveredő fekete nyár (*Populus nigra*) jelentős méreteket elérő fa, mintegy 30 m magasságig nő. Törzse rendszerint zömök és vastag, a fa magasságának 2/3-át többnyire a lombkorona alkotja, amely széles, tojásdad alakú (Gencsi és Vancsura 1997). A fehér nyárasok az alacsony ártér magasabb térszínein jellemzőek, csak

nagyobb árhullámok esetén éri őket közvetlen elöntés. Magasságuk a 30-35 m-t is elérheti, a koronája széles, vastag ágakra bomló. Törzse akár az 1 méteres átmérőt is meghaladhatja. (Kevey 1996). A ligeterdőkben sok a fára és bokorra felkúszó növény (pl. komló, vadszőlő), közülük kiemelendő az újonnan elterjedt, invazív süntök (*Echinocystis lobata*). A puhafa ligeterdők talaja az áradások által szállított hordaléknak köszönhetően évente megújul, így rendszerint nitrogénben gazdag, friss öntéstalajok találhatók a társulások alatt. A ligeterdők élőhelyei kiváló életfeltételeket biztosítanak a gyorsan nöövő nemesnyár termesztésének, ezért sok helyen ezeket találjuk az egykori füzesek helyén (Hortobágyi és Simon 1981).

Keményfás ligeterdők, tölgy-kőris-szil ligeterdők

Ezek az erdők természetes állapotban az árvizekkel ritkán, és rövid ideig borított magas árterek záró erdőtársulásai, azonban az ármentesítések hatására erdőfoltjaik rendszerint az ármentesített térszínekre kerültek. A társulás átmentet képez a higrofil és a mezofil azonális erdők között (Borhidi és Sánta 1999). Természetes állapotukban 80-90%-os záródású, igen fejlett szálerdők fejlett cserjeszinttel. Legelterjedtebb társulása a tölgy-kőris-szil ligeterdő, amelynek lombkorona szintjében a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) keveredik a magyar kőrissel (*Fraxinus angustifolia* ssp. *pannonica*) és a vénic szillel (*Ulmus laevis*) (Hortobágyi és Simon 1981).

A kocsányos tölgy hatalmas törzset fejlesztő fa, amelynek különálló példányai rendszerint már néhány méter magasságban erős ágakat képeznek. Tagolt felületű, szabálytalan koronája vastag, görbe növéssű tartóágakból áll. Ugyanakkor állományban törzse nyúlánk és hengeres, részben sudaras felálló ágú koronával (Gencsi és Vancsura 1997). A keményfás ligeterdők cserjeszintje dús, gyepszintjükben gyakoriak a szeder és sásfélék. Jellemző talajuk karbonátos gyengén humuszos öntéstalaj. Potenciális termőhelyükön ma kaszálók, mocsárrétek, illetve kezelt és származékerdők váltakoznak mezőgazdasági területekkel (Hortobágyi és Simon 1981).

Nemesnyár ültetvények

Az árterek természetes uralkodó erdőtársulásai a puhafás és keményfás ligeterdők voltak, azonban állományaik elsősorban az erdőgazdálkodás miatt meglehetősen kis területre szorultak vissza. A kivágott ligeterdők helyére, illetve napjainkban már a korábbi füves társulások, illetve mezőgazdasági parcellák helyére is gyorsan nöövő tájidegen nyárfa fajokat ültetnek, például a nemes nyarat (*Populus euamericana*) (Borhidi és Sánta 1999). Mivel a nyárfa fajok hajlamosak a kereszteződésre, a XVIII. században behozott amerikai fekete nyár spontán módon kereszteződött az európai fekete nyárral (Csiha et al. 2012). A természetes populációkból kiválasztott jó növekedésű, egészséges egyedeket vegetatív úton szaporították tovább így a természetes fajoknál jóval gyorsabb növekedő fákat sikerült létrehozni (Rongjun et al. 2014). A nemes nyárnak enyhén hajlott, a koronán végigfutó törzse van, koronája keskeny óriásnyár-szerű, közepes vastagságú felfelé irányuló ágakkal. A kifejlett egyedek magassága 15 – 20 m körül alakul 20 cm körüli mellmagassági átmérővel. (Csiha et al 2012). Az így felnevelt monokulturákban az invazív növények (pl. gyalogakác, *Amorpha fruticosa*) is agresszív módon terjeszkednek (Borhidi és Sánta 1999).

2.1.3. Az ármentesítések hatása az ártéri növényzetre a Tiszán

Az ártereken megtelepedő természetes társulások számára a környezeti feltételek jelentős változását eredményezte az ármentesítés. Mivel az ökoszisztéma napjainkban tapasztalható változásait (pl. özönnövények terjedése) alapvetően befolyásolták az ármentesítések hatására elinduló folyamatok, fontosnak tartom ezek áttekintését is. A

hatások közül kiemelendő az éghajlat és a területhasználat változása, illetve a folyószabályozási és árvízmentesítési munkák. A vízrendezés tekinthető Kárpát-medence legnagyobb környezeti változásának az elmúlt évezred alatt (Dunka et al. 1996), amelynek hatására a hullámtereken alapvetően megváltoztak a hidrológiai folyamatok, amelyekhez köthetően az ártéri növényzet is átalakult.

A Tisza mentén a 19. századi folyószabályozási munkákkal párhuzamosan hajtották végre az ármentesítést és a lecsapolásokat. Összesen 2940 km hosszú töltésrendszer épült, amely eredményeként 16500 km²-nyi terület vált ármentessé (Dunka et al. 1996, Somogyi 2000), ugyanakkor a korábban 5-100 km széles ártérre kiöntő árvizek a töltésezés hatására az 1-4 km szélességűre lecsökkentett, 1050 km² területű hullámtéren vonulhatnak le (Török 2000). Az ármentesítések és folyószabályozások nagymértékben megváltoztatták a természetes környezetet, változásokat idézve elő a mikroklimában, a felszín és felszín alatt vizek mennyiségében és időbeli alakulásában, a talajviszonyokban és a területhasználatban, hogy csak a növényzeti szempontból legfontosabb hatótényezőket emeljem ki.

Klimatológia vizsgálatokkal már igazolták (Réthly 1936, Róna 1936, Koflanovits 1977, Szász 1992), hogy a Tisza szabályozással jelentősen átalakított térségi vízháztartás rendszer nem változtatta meg sem a csapadék mennyiségét sem időbeli megoszlását mégis érdemes a mikroklimatikus változásokat is figyelembe venni. A nagyszabású vízelvezetés elsősorban a talajközeli légtér mikro-klimatikus jellemzőit, illetve a gyökérzóna hőmérsékleti és nedvességviszonyait változtatta meg az ariditás irányába. Amikor az ármentesítés aszályhajlam növelő hatásáról beszélünk, akkor nem a makro-klíma megváltozására, hanem a mikro-vízháztartási rendszerek kedvezőtlen (száraz, aszályos évek) irányú módosulására kell gondolni, különösen a mentett oldalon (Somogyi 2000). Ezek a változások az őshonos ártéri fajok számára kedvezőtlenek, mivel alkalmazkodásuk az új környezethez megnehezül vagy ellehetetlenül, utat engedve ezzel a gyorsabban alkalmazkodó özönnövények számára (Priszter, 1997, Botta-Dukát et al. 2004).

A mikro-klimatikus változások mellett a szabályozások és ármentesítések hidrológiai következményei is érintik az ökoszisztémát. A folyószabályozások hatására a meder hossza csökkent, az esés pedig nőtt, ami növelte az árhullámok levonulási sebességét és csökkentette az elöntések időtartamát, azaz a hullámtéri élővilágnak az év korábbi hónapjaiban bekövetkező árvizekhez kell alkalmazkodniuk, amelyeknek magas vízszintjei a növényeket is beboríthatják, illetve az árhullámok gyorsabb levonulása miatt a nyári kiszáradáshoz is alkalmazkodniuk kellett. Mivel az ármentesítések a vízjárta területek méretét csökkentették nagymértékben, ezek a beavatkozások összességében a talajvízszintekre is jelentős hatással voltak. A Duna-Tisza közén 30-100 cm, míg a Tiszántúlon a Sárrétek vidékén 40-150 cm közötti talajvízszüllyedést tapasztaltak (Somogyi 2000). Az elöntések megszűnése, a talajvízszint csökkenése a hidrofil társulások kiszorulásához vezet (Priszter 1997, Botta-Dukát et al. 2004). Helyükön a mentett oldalon rendszerint megművelt területeket alakítottak ki, a hullámtéren az utóbbi évtizedekben erőket telepítettek, illetve sok esetben a könnyeben alkalmazkodó invazív növényfajok jelentek meg (Priszter 1997, Botta-Dukát et al. 2004).

A különböző irányú vízháztartás-szabályozási beavatkozások következtében a talajképződési folyamatokban is változások indultak el. Azokon a területeken ahol a felszíni és/vagy a felszín alatti vizek hatása mérséklődött, ott a láptalajok fejlődése a réti- majd a csernozjom talajok irányba fejlődött; míg ahol a felszíni és/vagy a felszín alatti vizek hatása fokozódott, ott az említett folyamattal ellentétesen, a láptalajok irányába változott a talajképződés folyamata (Somogyi 2000). Bár az ármentesítések növelték a potenciálisan szántóföldi művelésbe vehető termőföldek nagyságát (Dunka et al. 1996, Somogyi 2000), azonban a kiszáradó, felszíni vizek hatása alól teljesen vagy hosszabb időszakra mentesülő

térszínek lehetőséget nyújtottak/nyújtanak a talajoldatok betöményedésére, és a vízben oldható sók felhalmozódására a talajaggregátumok felületén. Azokon a területeken, ahol a vízrendezés csak a felszíni vizekre korlátozódott és a pangó, sós talajvizek a felszín közelében maradtak, ott a szikes talajok különböző változatai jöttek létre a mentett oldalon. Ráadásul a szántóföldi művelés alá vont területeken az öntözés hatására a másodlagos szikesedés folyamata is megjelent, ami hozzájárult bizonyos szikes társulások térnyeréséhez, és az eredeti társulások kiszorulásához (Priszter 1997, Botta-Dukát et al. 2004). Az aktív ártéren azonban nem jellemző a szikesedés folyamata az időszakos elöntéseknek köszönhetően, így ott a szikes társulások elvétve fordulnak elő (Priszter 1997, Botta-Dukát et al. 2004).

Összeségében elmondható, hogy az ármentesítésekkel összefüggésben az ártereken az ariditás irányába változott meg a mikroklíma a makroklíma megváltoztatása nélkül. A változások negatívan befolyásolták a talajok vízháztartását ami, hatással volt a talajképződési folyamatokra is. A megváltozott környezeti feltételekhez az őshonos fajok nehezebben alkalmazkodtak, mint a különböző özönnövények, így elterjedésük nagyobb teret kapott, és növelte az ártér növényzeti érdekességét ami, árvízvédelmi és ökológiai szempontok alapján is káros folyamatnak tekinthető.

2.1.4. Az aktív ártér (hullámtér) területhasználatának változásai

Az ártér növénytakarója térben és időben – a változó környezeti feltételek és az emberi beavatkozások hatására – állandóan változik. A szabályozások előtt az ártér több mint 80%-át, ahol rendszeres és hosszan tartó volt a vízborítás, hidrofil lágyszárú társulások borították, és az erdők aránya 5% körül mozgott. Napjainkra ez az arány megfordult, és a hullámterek kb. 80-90%-át erdők borítják, és a hidrofil társulások területe csupán a hullámér 5%-ára zsugorodott (Nagy 2020). Árvízvédelmi és ökológiai szempontból az utóbbi évtizedek hidrológia változásai nemkívánatos következményekkel jártak, amelyek közül a leginkább szembevető az özönnövények terjedése (Priszter, 1997), ami hatására a hullámtéri növényzeti érdekesség csaknem a négyszeresére nőtt, míg a biodiverzitás csökkent (Kiss et al. 2019a, Nagy 2020).

A területhasználat időbeli változásait a Tisza mentén több kutató is elemezte (Gábris et al. 2003, Kiss 2004, Oroszi 2009, Sándor 2011, Nagy 2020). Kutatásaik rámutatnak a szabályozások és ármentesítések egységes hatásaira, illetve néhány területi jellegzetességére. Kiss (2004) a Felső-Tiszán a cigándi tározó egykori ártéri területén a I., II. és III. katonai térképezés alapján elemezte a területhasználati változásokat. A vizsgált területen az I. katonai térképezés idején 20%-nyi területet hasznosítottak szántóként, 36% volt az erdő, míg a fennmaradó 44% vízjárta, mocsaras terület volt. Tehát a szabályozások előtt a Felső-Tiszán az ártéri erők és a vizenyős területek domináltak. A II. katonai térképezéskor már zajlottak a szabályozás és ármentesítés munkálatai a Felső-Tiszán (Dunka et al. 1996), így a példaként felhozott cigándi ártéren ebben az időszakban a legmarkánsabb változás az erdőterületek csökkenése 36%-ról 9%-ra, és a rétek és legelők 20%-os térnyerése (Kiss 2004). A III. katonai térképezés idejére az ármentesítési munkálatok nagy része már elkészült, így a szántóterületek aránya is jelentősen (45%) megnövekedett, míg a vízjárta területek aránya 10%-ra csökkent. Tehát a Felső-Tiszán a természetes és félig természetes növényzetű foltok aránya lecsökkent, ezzel párhuzamosan pedig a szántók és legelők aránya nőtt. Amellett, hogy a hidrofil társulások területi aránya 10% körülire csökkent, az ártéri erdők szerkezete is jelentősen megváltozott, hiszen a korábbi természetes vagy közel természetes állapotú ártéri ligeterdőket felváltották az ültetett erdők (Kiss 2004). Ugyanakkor Vass (2019) rávilágított a terület egyedi sajátosságára is, miszerint az ártéren több évszázadra

viSSZANYÚLOAN jelentős területet foglaltak el a szinte egybefüggő szilva, alma, körte és diófák alkotta ún. „ártéri dzsungelgyümölcsösök”. Lóki (2004) alapján a Felső Tisza általa vizsgált több mint 2000 km² területén az 1990-2000 közötti időszakban az erdősültség csak kismértékben (2-3 %) csökkent és Vizsgálataik szerint a szántóföldek részaránya a Nagyg vízgyőjtjén 72 %-kal, míg a Radnai-havasok területén 87 %-kal csökkent, helyüket legelők, kertek és parlagok foglalták el.

Gábris et al. (2003) a Közép-Tisza két ártéri öblözetében (Tiszacsege és Tiszafüred között, valamint Nagykörű és Tiszaalpár) vizsgálták a területhasználat változását. Az I katonai térképezés alapján a szabályozások előtt a falvak a magasártérre települtek, az alacsonyártéren pedig a szabályozatlan, meanderező Tiszát nagy kiterjedésű mocsaras, vizenyős területek szegélyeztek. Az alacsonyártéren a mocsarak (kb. 60%) mellett a rétek és legelők is jelentős nagyságúterületet (25%) foglalnak el, sőt az árvíz visszahúzódását követően a mocsaras területek nagy részén is kaszáltak, legeltettek, de néhány szántó is megjelent Tiszacsege és Tiszafüred között (5%). Az erdők kiterjedése ekkor nem volt számottevő, csupán a folyót kísérő galéria erdők fordultak elő (5%). A Tisza áradásai miatt szántóföldi művelésre elsősorban az ármentes térszínein kerülhetett sor, míg a parlagon lévő szántókat rendszeresen legeltették vagy kaszálták. A fennmaradó néhány százalékot szőlők, gyümölcsösök és beépített területek foglalják el. A két közép-tiszai mintaterületen a területarányok hasonlóan alakulnak, de Nagykörűnél a magasabb térszínnek magasabb aránya miatt nagyobb volt a szántók aránya (20%) is, míg a vizenyős területek aránya kisebb a tiszacsegei mintaterülethez képest (Gábris et al. 2003). A II. katonai felmérés már a szabályozások megkezdését követően (1858-1861) készült ezen a vidéken, így az átvágások holtágakként jelentek meg a térképeken. Az ártér földhasználatában legszembetűnőbb változás a mocsarak visszahúzódása: a régi összefüggő vízivilágból csak helyenként (10-30%) maradtak vissza kisebb-nagyobb mocsaras, illetve vizenyős területek. A védvonalak kiépítésével megszűnt az árvizek szabad szétterülése, és a kicsiny szintkülönbségek is meghatározták a kiszáradó és biztonságos termelés lehetőségét nyújtó területek használatát. A mocsarak korábbi helyét rétek, legelők (40-60%), és helyenként szántók (15-30%) vették át (Gábris et al. 2003). Az 1975 és 1991 közötti felmérésekből készült tájhasználati térkép már a Tisza szabályozását és belvízrendezéseket követő időszak gazdasági fejlődésének eredményeként kialakult állapotokat mutatja. A szántóföldek dominánssá (80-85%) váltak az egykori ártéren a mentett oldalon, amellyel megvalósult a tervszerű ármentesítések egyik célja. A terület kiszáradásával a rétek és a legelők területe lényegesen csökkent (5-10%), és csupán foltokként jelentek meg az egyéb művelési ághoz tartozó területek, a vízfelületek, gyepek és erdők (5%) (Gábris et al. 2003). A 2000-es években készült légifotók alapján az erdőterületek 10 %-ra nőtt az egykori ártéren, míg a rétek legelők aránya tovább csökkent (2-3%).

Bár Sándor és Kiss (2008) a Közép-Tiszán egy másik (Feketevárosi) hullámtéri öblözet területhasználat-változását vizsgálták, eredményeik egyeznek Gábris és munkatársai (2003) következtéseivel. Mivel Sándor és Kiss (2008) a XX. század területhasználatát részletesebben vizsgálták légifotók segítségével, megállapították, hogy az erdők először folyópart és a holtág mellett fordultak elő, majd a kubikgödrök területén jelentek meg, végül az 1960-as években kezdődő nagymértékű erdőtelepítés hatására a hullámtéri erdők (ültetvények) kiterjedése megháromszorozódott (23%-ról 61%-ra). Mindezek mellett az özönnövények (gyalogakác) ugrásszerű elterjedését is megfigyelték, ami véleményük szerint a lefolyás romlásához és a feltöltődés ütemének növekedéséhez járult hozzá.

Az Alsó-Tisza teljes hullámterén Nagy (2020) vizsgálata a területhasználat változásait. Az I. katonai felméréskor (1784), azaz a folyószabályozások és árvízvédelmi töltések megépítése előtt a terület legnagyobb része (83%) állandóan vagy időszakosan vízborítás

alatt állt, így mocsarak borították. Az erdők a meder menti keskeny sávban fordultak elő, arányuk mindössze 6% volt, hasonlóan a közép-tiszai területekhez. A magasabb térszíneken, amelyek csak ritkábban kerültek elöntés alá, jellemzőek voltak a rétek és legelők (7%), illetve a szántóföldi művelés is (4%) (Nagy 2020). A II. katonai felmérés idején (1861-1864) a 10 kanyarulatból már hatot levágtak, és a vizenyős területek kiterjedése is jelentősen csökkent (20%-ra), helyüket rétek és legelők (64%) foglalták el. Az erdők részaránya változatlan maradt (6%). A hosszabb ármentes időszakok lehetővé tették a szántóföldi művelés megkezdését is, azonban a szántóterületek aránya még mindig nagyon alacsony volt (6%) (Nagy 2020). A III. katonai felmérés idejére (1881-1884) a mocsaras területek szinte teljesen eltűntek (4%), elsősorban, a medertől távolabb lévő mélyebb területeken fordultak elő. A rétek és legelők aránya az előrehaladott ármentesítések hatására tovább nőtt (76%), de közel felük beerdősülésnek indult. A kizárólag erdővel borított területek aránya mérsékelten nőtt (15%). A szántóterületek aránya lecsökkent (2%-ra), kisebb foltokban a hullámtéri öblözetek magasabb térszínein szorultak vissza (Nagy 2020). Az 1980-as években megkezdődött a nyárerdők telepítése a korábbi rétek és legelők helyén, így a gyepek visszaszorultak (20%). Az erdőtelepítések hatására az erdők kiterjedése a többszörösére nőtt (61%). A településekről könnyen megközelíthető helyeken a szántóterületek aránya is nőtt (14%). Mivel az 1980-as évektől a turizmus is fontos tényezővé vált, a városok térségében beépült a hullámtér, de a mesterséges felszínek aránya a hullámtér teljes területéhez képest mindössze 1%-nak adódott (Nagy 2020). Napjainkban az ültetett és ártéri erdők aránya az Alsó-Tiszán meghaladja a 70%-ot, ami jelentős növekedésnek számít a szabályozások előtti és alatti állapotokhoz képest, miközben a kis érdességű rétek és szántók területi csökkenése figyelhető meg. Az egykori szántóföldi területek, gyepek és erdők területén nagy problémát jelent, hogy a parlaggá vált területeken ma már kizárólag gyalogakáccal borított felszínek vannak, és a parlagok aránya már elérte a 10%-ot (Nagy 2020).

Oroszi (2009) is hasonló folyamatokról számolt be a Maros hullámtérén. Az 1960-as években az erdők aránya még a 10%-ot sem érte el, miközben szántók foglalták el a Maros hullámtérének nagy részét (72%). A 1990-es évekre a szántók területe közel felére csökkent (39%), míg az erdők aránya háromszorosára nőtt (33%). A gyepterületek aránya 1960 és 1995 között 5 %-kal csökkent, jelentősebb visszaszorulása ezt megelőzően, vélhetően a szántók elterjedésekor következhetett be. A szőlő, gyümölcsös és kertkultúrák részaránya 10% körüli növekedett, ugyanakkor a művelésből kivett területek is megjelentek (6%).

Az elemzett szakirodalom alapján elmondható, hogy a főbb folyamatok megegyeztek a különböző Tisza szakaszokon. Az ármentesítések céljuknak megfelelően a 20. század elejére drasztikusan lecsökkentették a vízzel borított illetve vízjárta területeket, helyüket szántók és rétek vették át. Az 1960-es évektől kezdődő erdőtelepítések jelentették a következő jelentékeny változást az erdőterületek (fa ültetvények) vették át a szántók és rétek helyét. Az ültetett ártéri erdőkben az őzönfajok terjedése főként a gyalogakáccal robbanásszerűen növekedett az elmúlt évtizedekben, sokszorosára növelve az ártér érdességét. A bekövetkező változások növelték az aljnövényzet sűrűségét a hullámtérén és ezzel növelték levonuló árvízvízszinteket magasságát a vízhozamok növekedése nélkül.

2.1.5. Az ártéri növényzet kihívásai és invazív növények az ártereken

Amint azt a területhasználatot elemzők közül többen is (Sándor és Kiss 2008, Oroszi 2009, Nagy 2020) megjegyezték egyre több helyen jelennek meg őzönfajok az ártéren. Jelenleg az őshonos ártéri növényzet új kihívásokkal néz szembe, mivel gyorsan alkalmazkodnia kellene az éghajlatváltozáshoz, a növekvő emberi hatásokhoz és az invazív/őzön növényfajok terjedéséhez (Stella et al. 2013, Delai et al. 2018).

A folyók mentén húzódó ökofolyosók tökéletes útvonalakat biztosítanak az invazív növények terjedésének (Botta-Dukát et al. 2004), így a fajok a növényzeti érdekségi viszonyok megváltozásán keresztül jelentős mértékben megváltoztathatják az árhullámok hidrológiai viszonyait is (Delai et al. 2018, Nagy et al. 2018). Hazánkban az árterek jelentős mértékben fertőzöttek invazív növényekkel, közülük a fásszárú gyalogakác (*Amorpha fruticosa*) és a zöldjuhar (*Acer negundo*) a legjelentősebbek, de gyakoriak a fákra kúszó, gyakran áthatolhatatlan fátöltésűsúlyokat alkotó süntök (*Echinocystis lobata*) és különböző szőlő fajok is (*Vitis sp.*), amelyek gyakran igen sűrű állományokban és nagy területen nőnek, és gyakorlatilag bármilyen fás növénytársulás aljnövényzetében megtalálhatóak (Priszter 1997, Szentesi 1999). Az árterek vízzárlásában betöltött negatív szerepük mellett ezek a fajok (különösen a sűrű bozótosokat alkotó gyalogakác befolyásolja az ártéri talajok tápanyagellátottságát, az ökoszisztéma-funkciók megváltoztatásával pedig csökkentik az ártéri növényvilág diverzitását, és feltűnő változást okoznak a fajösszetételben (Boscutti et al. 2020). Ezért mind ökológiai, mind hidrológiai szempontból szükséges lenne az ártereken élő invazív fajok visszaszorítása. Az ökológusok a szarvasmarhák legeltetését javasolják hatékony gyakorlatként (Demeter et al. 2021), így kedvezőbb élőhelyeket lehetne biztosítani az őshonos fajok számára, és ezáltal javítani lehetne vagy helyre lehetne állítani az árterek eredeti áramlási viszonyait.

Botta-Dukát et al. (2004) az inváziósökológia témakörén belül arra keresték a választ, hogy milyen tulajdonságok teszik alkalmassá a fajokat az invázióra hazánkban. Megállapították, hogy a vegetatív szaporodásra képes növényfajok aránya szignifikánsan nagyobb, míg az önbeporzó fajok aránya szignifikánsan kisebb az özönfajok esetében, mint az őshonosak között. Az önbeporzás kis arányának egyik lehetséges oka, hogy az önbeporzás esetében a genetikai diverzitás csökken, ami az új élőhelyekhez való alkalmazkodó képességet nehezítheti (Rejmánek 1996). Általában az egynyári és a lágyszárú évelők között az inváziós fajok átlagos magassága nagyobb a nem inváziós fajokénál, ugyanakkor a fásszárúak esetében ez a kapcsolat nem igazolható (Botta-Dukát et al. 2004). Életformát tekintve a kétévesek alul, míg a kora tavasszal virágzó növények felülreprezentáltak az inváziós fajok között. A származást tekintve az észak-amerikai fajok aránya szignifikánsan magas, aminek lehetséges oka az, hogy az észak-amerikai flóra gazdagabb, mint az európai (Knapp 1965), mert a jégkorszak hatása Észak-Amerikában kisebb volt. Egy másik lehetséges ok, hogy az Atlanti-óceán hatékony barrier az özönfajok természetes ellenségei számára, ezzel szemben az európai és mediterrán fajok természetes ellenségei könnyen el tudnak jutni hazánkba is (Newsome és Noble 1986).

A következőkben kiemelem azokat az özönfajokat, amelyek az Alsó-Tiszán is megjelennek, és hatékonyan befolyásolhatják az áramlási viszonyokat. Ezek fiziognómiai ismerete fontos lesz a későbbiekben, amikor a LiDAR pontfelhő elemzését végzem.

Gyalogakác

A gyalogakác (*Amorpha fruticosa*) térnyerése a hullámtereken, és ezzel károkozása az ökológiában és a vízgazdálkodásban példátlan mértékű, ezért ezt a fajt kiemelten kezelem. A gyalogakác cserjék fás szára átlagosan 3-4 m magasra nő, de egyes egyedek a 6 m magasságot is elérhetik, így az árvizek áramlási viszonyait hatékonyan befolyásolhatják. Mint a legtöbb invazív faj hazánkban, a gyalogakác is Észak-Amerikából származik, az USA délkeleti és Mexikó északkeleti államaiban őshonos (Botta-Dukát et al. 2004). Európa legtöbb országában meghonosodott, és Ázsiában is megjelent több helyen betelepítéseknek köszönhetően (Wilbur 1975, Szigetvári és Tóth 2004, Medvecka et al. 2018). Magyarországon jelenleg szóróványosan szinte mindenütt megtalálható. Tömeges előfordulása az Alföldön, elsősorban a Tisza és mellékfolyói mentén jellemző. A Duna

mentén a Mohácsi-sziget térségében, illetve a Dráva mentén is már tömeges állományai vannak (Priszter 1997, Szentesi 1999). Terjedése jelenleg is folyamatos, beavatkozás nélkül teljesen kiszorít más növényfajokat életterükből (Priszter 1997). Nagytömegű elterjedése főként a laza talajú, időszakos elöntést kapó, nem túl árnyékos élőhelyeken várható. Jellemző megjelenése a fűz-nyár ligeterdőkben, a nemes nyárasokban, illetve a nem túl árnyékos keményfa ligetekben. Tömegesen megjelenik felhagyott szántókon, csatorna és tópartokon, kezeletlen töltésoldalakon, ártéri kaszálóréteken és legelőkön (Soó 1966, Priszter, 1997), a vízügyi ágazat számára mindennapos problémákat okozva.

Elterjedésének sikere életciklusának és rendkívüli alkalmazkodó képességének köszönhető. Életciklusa elején robbanásszerűen növekszik, kiszorítva ezzel maga körül más fajokat. Megfelelő körülmények között a második évben már 1 métert meghaladó magasságúra nőhet, amivel ellehetetleníti más, őshonos fajok térnyerését (Szentesi 1999, Dreesen és Harrington 1997). Termései és a bennük lévő magok teljes mértékben alkalmazkodtak a vízi környezethez: a termések hosszú ideig képesek a vízzel terjedni, kezdetben a vízen lebegve, majd lesüllyedve, így magvaikat a teljes hullámtéren és a mederben is szétszórják. A magvak tulajdonságai is a vízi környezetben való terjedésre és túlélésre specializálódtak, érés után azonnal csírázóképesek, azonban később a kiszáradással a maghéj ellenállása miatt nyugalmi állapotba kerülnek. Hosszútávú túlélésüket több éves (min. 3-5 év) csírázóképeség garantálja.

A növény többször erőteljesen sarjadzik, dugványozással és bujtással jól szaporítható, aminek azért is van jelentősége a gyakorlatban, mert az ártereken elfekvő vagy leszárazzott ágakból is kihajt, így a kisebb elöntéseknek és az időszakos gépi irtásnak is jól ellenáll (Dreesen és Harrington 1997, Loncar et al. 2020). Ideális körülmények között hajtásai folyton növekednek, de ha elfagy vagy visszavágyják, sűrű cserjévé fejlődik. Gyökérzete is a túlélésre és a gyors terjedésre specializálódott: gyökérzete mélyre nyúlik, de vízszintesen is igen kiterjedt, mivel a felszínhez közel futó több méter hosszúságot elérő gyökérrendszere van (Papanastasis et al. 1997). Hazánkban az egyedek természetes pusztulását a szélsőségekhez való alkalmazkodásuk, valamint természetes ellenségeik hiánya akadályozza, hiszen csak egyetlen rovarfogyasztója (gyalogakác zsizsik: *Acanthoscelides pallidipennis*) van hazánkban (Szigetvári és Tóth 2004). A szárazságot jól tűri, a szárazságtűrése a homoktövisével vetekszik (Pei és Zhou 1993), de az elöntést is elviseli, bár a tapasztalatok alapján a kivételesen hosszú ideig tartó, a növényeket teljesen ellepő áradások a jól fejlett állományokat is képesek kipusztítani. Nem kedvező számára az erősen ingadozó vízjárás és a pangó víz sem, de elterjedésükben nem akadályozzák meg ezek a tényezők sem, esetleg az állomány egy részének pusztulását okozzák (Szigetvári és Tóth 2004). A gyalogakác alkalmazkodó képességét jól mutatja, hogy alapvetően fényigényes növény, azonban ha fiataloktól fogva árnyékban növekszik, állományai képesek életeben maradni akár a fölöttük erősen bezáródó erdő alatt is, így a keményfás ligeterdők sincsenek teljes biztonságban a gyalogakác térnyerésével szemben (Dreesen és Harrington 1997, Priszter 1997, Szentesi 1999).

Sokoldalú tűrőképességének és gyors terjedésével igazi özönfajként (Pei és Zhou 1993, Papanastasis et al. 1997, Szentesi 1999) nagymértékű károkat okoz az ökoszisztémákban és a vízgazdálkodásban is. A gyalogakác erőteljesen gátolhatja az erdőfelújítást (Tóth et al. 1996, Tóth és Gadó 2000), és a problémákat tetézi, hogy a felhagyott szántókon és réteken pionír fajként jelenik meg, ahol gyors kezdeti növekedésével elnyomja a fiatal fákat (Priszter 1997, Szentesi 1999). Visszaszorítása a már említett terjedési és alkalmazkodási képessége miatt rendkívül időigényes és nagy energiabefektetést igénylő feladat (Tóth et al. 1996, Tóth és Gadó 2000, Loncar et al 2020). Árvízvédelmi szempontból a gátrendszerekben elburjánzó állományoknak többszörös kártétele van,

egyrészt gyökérzete gyengíti a töltések állagát, a folyó menti munkagép-felvonulási sávokat járhatatlanná teheti, eltömíti a fokokat és csatornákat, lassítja a hullámtéren levonuló víz sebességét (Priszter 1997, Szentesi 1999, Sándor 2011, Nagy 2020, Kiss 2019a).

A zárt gyalogakácosok egy szukcessziós zsákutcát tartanak fenn, illetve csökkentve a biodiverzitást egyfajta zöld sivatagot hoznak létre hullámtereken. Összeségében gazdasági és ökológiai szempontból nincs olyan tulajdonsága vagy hasznosíthatósága, amely indokolná jelenlétét, mivel minden felhasználási területen (pl. méztermelés, tűzifa) kiváltható őshonos fajokkal Tóth et al. 1996, Szigetvári 2002, Loncar et al. 2020).

Zöld juhar

A gyalogakác cserjéje mellett a lombhullató, fás szárú zöld juhar (*Acer negundo*) is elterjedt invazív faj a hazai hullámtereken. Udvardy (2004) alapján átlagosan 12-15 méterre növekvő fa, míg Gencsi és Vancsura (1997) 25 m-ig növekvő fajként említi. Törzse szabálytalan, alacsonyan elágazó, lombkoronája szabálytalanul elágazó széles ágrendszer alkot (Gencsi és Vancsura 1997, Udvardy 2004). A gyalogakáchoz és sok magyarországi invazív fajhoz hasonlóan a zöld juhar is Észak-Amerikából származik (Botta-Dukát et al. 2004). Közép-Európába a XVIII. század végén került (Jäger 1988, Gencsi és Vancsura 1997), első hazai megfigyelése a XIX. század végéről származik (Priszter 1997). A zöld juhar ártereken hullámtereken terjed leginkább, de a legszárazabb erdőket kivéve bármely erdőben megjelenhet és terjedésnek indulhat. Napjainkra a Duna és a Tisza mentén, valamint a Duna-Tisza közén is nagy egyedszámban van jelen (Priszter 1997, Udvardy 2004).

Az invazív fajokra jellemző gyors növekedés jellemző rá fiatal korában: évente akár 0,6-1 métert is képes növekedni (Hosner és Minckler 1960, Gencsi és Vancsura 1997). Korán terem (7-8 évesen), így terjedése is gyorsabb, mint az őshonos fajoké. Magja legalább egy évig megtartja csíráképességét és károsodás nélkül áttelel, továbbá és a szél és a víz is szállíthatja magjait, ami hozzájárul széleskörű elterjedéséhez. Mivel a sérült példányok képesek vegetatívan is szaporodni, így töről is képes gyorsan felújulni (Hosner és Minckler 1960, Gencsi és Vancsura 1997, Udvardy 2004).

Tág tűréshatára és alkalmazkodó képessége igazi özönfajjá teszik. A felvehető vízmennyiségre nem érzékeny, ráadásul a száraz időszakokat is jól viseli. A talaj szerkezetére vonatkozóan sincsenek különleges igényei, még a tápanyagban szegény homoktalajok is ideálisak fejlődéséhez. Kedveli a napos és félárnyékos élőhelyeket, fiatalon árnyéktűrő, így gyakran jelenik meg más fafajok pl. nemes nyarasok alatt (Felföldy 1942, Boros 1960, Gencsi és Vancsura 1997).

A zöld juhar a gyalogakáchoz hasonlóan természetvédelmi problémákat okoz a puhafaligetekben, ahonnan kiszorítja az őshonos fajokat. A hullámtéri terjedése ugyancsak káros a lefolyás és a vízügyi infrastruktúra szempontjából. Az ártereken kívüli terjeszkedése problémákat okoz a parlagok vagy tereprendezett telkek esetében (Sukopp 1978, Terpó 1983, Udvardy 2004).

Süntök és parti szőlő

A hullámtereken a lefolyás lassításának és a biodiverzitás csökkenésnek szempontjából ez eddig említett fajokon kívül a kúszó növények süntök (*Echinocystos lobata*) és parti szőlő (*Vitis riparia*) okozzák a legnagyobb károkat és problémákat (Kiss et al. 2019a, Zelnik et al. 2020, Kostrakiewicz et al. 2022). Mindkét növényfaj – hasonlóan a gyalogakáchoz és zöld juharhoz – Észak-Amerikából származik, és nedves élőhelyeken, hazánkban főként a Tisza és mellékfolyói hullámterein terjedt el (Paul és Mitrow 2004, Sipos 2004). A süntök kúszó szárával 10 méterre, míg a parti szőlő akár 20 méter magasra is feljuthat, befonva a támasztékot adó növényeket. A kúszónövények vékony, de erős

kacsokkal húzzák magához közelebb a gazdanövényhez, majd felkúsznak rajtuk. Megtelepedésük után akadályozzák a fiatal erdők felújulását, árnyékolásukkal számottevően gyengítik az eredeti vegetáció gyeperjeszintjét, illetve súlyukkal letörlik az őshonos fák ágait (Paul és Mitrow 2004, Sipos 2004, Zelnik et al. 2020, Kostrakiewicz et al. 2022). Megtelepedésükkel a hullámtér vízszállító képességét jelentősen rontják, csökkentve a vízfolyás sebességét és növelve az árhullámok magasságát (Zelnik et al. 2020).

2.2. Távérzékelés jelentősége a hullámtéri növényzet vizsgálatában

A hullámtéri növényzet állapotát, tulajdonságait és paramétereit (pl. kiterjedés, fajösszetétel, fenofázis) terepi mérésekkel és távérzékelési módszerekkel (pl. műholdas távérzékelés, légi fotózás, LiDAR felmérések) lehet vizsgálni (Dwyer et al. 2000, Naesset et al. 2004, Heurich és Thoma 2008, Huylenbroeck et al. 2019).

A terepi mérések alkalmazásával a növényzet paramétereit nagy pontossággal, ellenőrzött körülmények között értékelhetők (Warmink 2007, Campbell 2018, Bertalan et al. 2022), azonban ezek a mérések nagyon idő- és munkaigényesek, és csak korlátozott számú és méretű vizsgálati területen alkalmazhatók. A terepi mérések során a mintaterületek elérhetősége is gondot okozhat, hiszen a sűrű, áthatolhatatlan növényzet, és az időszakos vízborítás is lassíthatja, illetve megghiúsítja a mérések végrehajtását (Campbell 2018).

Ezzel szemben a távérzékelési módszerek egyik fő előnye, hogy nagy területeken alkalmazhatók, és nem igénylik a fizikai jelenlétet a területen. A távérzékelés során ahelyett, hogy közvetlenül mérnék a növényzet tulajdonságait, ezek közvetett módon számszerűsíthetők a kibocsátott elektromágneses sugárzás visszaverődése vagy elnyelése alapján (Campbell 2018). A távérzékelési módszerek további előnye, hogy a méréseket a terepi méréseknél gyorsabban végre lehet hajtani, és az egységes mérési módszer miatt a szubjektivitás és az egyéni preferenciák jobban kizárhatóak (Pasqualini 1997, Abdel-Rahman és Ahmed 2008). Összeségében a távérzékelés segítségével költséghatékony, térben folyamatos, nagy térbeli kiterjedéssel rendelkező adatokat kaphatunk, melyek megbízható alapot adnak a kutatások elvégzéséhez (Huylenbroeck et al. 2019).

Az elmúlt évtizedekben a távérzékelés területén a szenzorok, a számítási teljesítmény és a feldolgozási eljárások folyamatos fejlődése katalizálta a környezettudományi kutatásokat és új utakat nyitott meg a pontosság, a tér- és időbeli felbontás terén (Wulder et al. 2012, Anderson és Gaston 2013). Az elmúlt években a távérzékelést alkalmazó kutatásokon belül különösen dinamikus fejlődő témaként jelent meg az ártéri növényzet tanulmányozása (Dufour et al. 2019, Rusnák et al. 2022). A távérzékelés használata az ártéri növényzet tanulmányozására sajátos kihívásokkal áll szemben, különösen, ha a növényzet szerkezete vagy fejlődése a vizsgálat célja (Naiman és Décamps 1997). A problémák összetettsége miatt nehéz azonban megállapítani, hogy egy adott helyzetben mely távérzékelési módszerek a relevánsak (Dufour et al. 2012). Számos összefoglaló cikk foglalkozott azzal, hogy az ártéri növényzetet hogyan lehet távérzékeléssel térképezni (Muller et al. 1993, Goetz 2006, Ashraf et al. 2010, Dufour et al. 2012, 2013, 2019, Forzieri et al. 2012, Tomsett és Leyland, 2019).

Huylenbroeck és munkatársai (2019) 1980 és 2018 között összesen 428 kutatást vizsgáltak meg a hullámtéri növényzet távérzékeléssel való vizsgálatával kapcsolatban. Megállapították, hogy a távérzékelési adatok közül a leggyakrabban a légi RGB felvételeket és a közepes felbontású (>10 m és ≤50 m) műholdas felvételeket használják (összesen 44%). A légi multispektrális felvételek felhasználása az 1990-es években jelent meg, és használatuk a 2000-es években érte el csúcspontját (35%). A nagy felbontású (≤10 m)

műholdas adatok, mint például az IKONOS, SPOT és a WorldView elterjedése a kutatásokban 1990-es évek végén kezdődött, és 2010 körül érte el a csúcspontját (15%). A LiDAR-adatok felhasználása a hullámtéri vegetáció kutatásban a 2000-es évektől kezdve folyamatosan növekedett, és 2017-ben már az ártéri területek távérzékelését alkalmazó tanulmányok 20%-át tette ki (Huylenbroeck et al. 2019, Rusnák et al. 2022).

A kutatásokban felhasznált távérzékelési technika erősen összefügg a kutatás céljától, ez alapján négy fő csoportot lehet megkülönböztetni (Huylenbroeck et al. 2019). Az ártéri növényzet lehatárolását célzó tanulmányok legtöbbje valós színes légi fotók kiértékelését használta (Morgan et al. 2010), de a kis- és nagyfelbontású műholdképek is jelentős részarányt képviseltek, mint a kutatás alapját képező adatforrások (Johansen et al. 2010, Bertoldi et al. 2011). Az ártéri növényzet fenológiai és evapotranspirációs folyamatait vizsgáló kutatások általában közepes felbontású, nagy kiterjedésű műholdfelvételekre támaszkodnak (pl. Tillack et al. 2014, Cunningham et al. 2018). A növényzet szerkezetével (árnyék, érdesség, magasság) kapcsolatos jellemzők vagy folyamatok tanulmányozása leginkább LiDAR adatok alapján történik (pl. Wawrzyniak et al. 2017). A fajösszetétel vizsgálatához általában nagy felbontású multispektrális felvételeket (műholdakról, repülőgépekről vagy UAV-ról készültek) vagy RGB/GS légi felvételeket (különösen a szukcessziós szakaszok esetében) használnak, ezért rendszerint kis kiterjedésű mintaterületeken (pl. Narumalani et al. 2009, Pataki et al. 2019, Bertalan et al. 2022).

Az ártéri növényzeti típusok elkülönítésére az utóbbi évtizedekben olyan technikák kerültek kifejlesztésre, amelyek LiDAR felmérések pontfelhőinek statisztikai elemzéséhez köthetők, és eredményeiket elsősorban az erdészet és az ökológia témakörében alkalmazzák. A mérések azon alapulnak, hogy a LiDAR által kibocsátott impulzus képes áthatolni a lombkoronán, és információt szolgáltat a lombkoronáról, az aljnövényzetről és a felszínről, így más technológiával nem összehasonlítható adatokat kapunk. A LiDAR alapú növényzeti elemzést használták például a hullámtér árnyékviszonyainak feltérképezésére (Rutherford et al. 2018, Richardson et al. 2019), mivel az árnyék befolyásolja a vízhőmérsékletet, és így közvetett módon meghatározza egyes vízi fajok élőhelyét (Caissie 2006), illetve hat a vízminőségi paraméterekre is (Bowler et al. 2012). A LiDAR pontfelhőből kinyert statisztikai változók, és a különböző statisztikai, illetve gépi tanulási módszerek használata révén a LiDAR felmérések egyre fontosabb adatforrássá válhatnak az erdőgazdálkodásban is (Hudak et al. 2008), különösen akkor, ha az elemzést kombinálják terepi mérésekkel és megfelelő statisztikai illetve gépi tanulási modellekkel. Heurich és Thoma (2008) eredményei igazolták, hogy az erdészet számára fontos paraméterek nagy pontossággal kinyerhetők a LiDAR adatokból, és bebizonyították, hogy a LiDAR felvételek alkalmazhatóak tülevelű és lombos erdőkben is például a famagasság és a lombkorona átmérő meghatározásához. Naesset et al. (2004) pontos erdészeti becsléseket adott nagy kiterjedésű erdőkre Skandináviában légi LiDAR adatok és terepi felmérések kombinációjával, ami az erdőállományok költségkímélőbb felmérését szolgálta. Jung et al. (2011) terepi LiDAR mérésekből kiszámított összefüggésekkel javítottak a légi LiDAR felmérések pontosságán, és így sikerült jelentős javulást elérniük a pontfelhőből becsült egyes paraméterekben, mint például a lombkorona magassága, lombkorona alapjának magassága, lombkorona térfogata, törzsátmérő. Waldhauser et al. (2014) a LiDAR pontfelhők automatikus osztályozását mutatták be, és bebizonyították, hogy a légi LiDAR pontfelhők osztályozásának pontossága nagymértékben javítható gépi tanuláson alapuló módszerekkel, például döntési fákkal. Madsen et al. (2020) nagy felbontású drónos légi lézerszkennelésből származó felméréseket (>1000 pont/m²) ötvözték terepi felmérésekkel. Egy új módszert is bemutatnak a különböző fajtájú bokrok elkülönítéséhez és a biomassa kiszámításához, hét, ökológiai alapokon kifejlesztett pontfelhő alapú változó alapján.

Schlosser et al. (2020) városi környezetben ért el nagy pontosságú osztályozási eredményeket. Kutatásuk során összesen öt szegmentáció alapú gépi tanulási algoritmust használtak fel vizsgálataikra, melyek közül a random forest (RF) volt a legnagyobb pontosságú (>95%). Eredményeik alapján elmondható hogy a szegmentáció alapú módszerekkel nagyobb pontosságot lehet elérni, mint a pixel alapú módszerekkel.

A tanulmányok más és más módon közelítették meg az növényzeti típusokhoz tartozó változók kiszámítását és a statisztikai alapokon nyugvó lehatárolását, azonban összességében elmondható, hogy vannak módszerek, amelyek csak kisebb területeken, lokálisan alkalmazhatóak nagy pontossággal, ugyanakkor a nagyobb területre kiterjedő mérési módok csak korlátozott felbontásban alkalmazhatók. Kutatásomban a hullámtér növényzeti osztályozásával és térbeli szerkezetének elemzésével foglalkozom, melyre vizsgálat szakirodalmi források alapján a LiDAR technológiai a legalkalmasabb. A LiDAR alapú módszerek lehetővé teszik a növényzet szerkezetének térbeli vizsgálatát, melyre sem a radar alapú sem más légi képalkotás nem ad lehetőséget. A felmért pontok tömege a gépi tanulás alapú modelleknek tökéletes bementi paramétert jelent, így a legkorszerűbb technológiákkal elemezhető és feldolgozható.

A hazai szakirodalomban az árterek növényzetének és sűrűségnek meghatározására, becslésére a műholdas és légifotók terjedtek el, amelyek könnyebben és olcsóbban hozzáférhetőek, azonban nem szolgáltatnak pontos adatokkal az aljnövényzetre vonatkozóan. A hidrológiai modellezés során, amennyiben a valós áramlási sávokat és beavatkozási zónákat szeretnénk lehatárolni a hullámtéren a műholdképek és légifotók csak alacsonyabb pontossággal és nehezebben automatizálható megoldásokat tesznek lehetővé. A LiDAR adat alapú módszerek pontosabb képet adnak az aljnövényzetről és a növényzet vertikális tagozódásáról, mely alapján pontosabb hidrodinamikai modelleket és beavatkozási terveket lehet létrehozni. A bemutatott kutatások egyike sem tárta fel a növényzet vertikális tagozódását olyan sűrű, csaknem áthatolhatatlan ártéri erdőkben, mint amilyenek a Tisza mentén találhatók. Ezért a kutatás nem csupán hidrológiai szempontból alkalmazható, de hasznos lehet a hullámtereken az invazív fajok terjedésének vizsgálatában is, amelyek környezeti és árvízvédelmi problémát is képeznek.

2.3. Az érdesség meghatározása az ártéren

Az ártéren lefolyó víz útja során a meder, az ártér és az ártéren lévő tárgyak, például a növényzet ellenállásába ütközik. A meder érdességét, azaz ellenállását, főként a meder morfológiája és anyaga határozza meg, azonban ha a teljes árteret vizsgáljuk a mesterséges tárgyak és az ártéri növényzet van jelentős hatással az áramlás irányára és sebességére az aktív ártéren (Aldridge és Garrett 1973). A lefolyással szembeni ellenállás növekedése a vízsebesség csökkenését és a vízállás megemelkedését vonja maga után, így növelve az árvíz kockázatot (Chow 1959, Warmink 2007).

Az érdességi együttható becslésére a hidraulika és a természeti környezet komplexitása miatt több módszer is kidolgozásra került. Ide sorolhatóak a érdességi táblázatok, fotó alapú módszerek és különböző fizikai alapú egyenletek. A módszerek sokasága nem küszöböli ki az érdességi (n) tényező kiválasztásának szubjektivitását, azonban lehetőséget adnak arra, hogy az adott helyzetben a legjelentősebb tényezőket vegyük figyelembe, amelyek az áramlást befolyásolják. A XX. század első harmadában kutatások során (Ramser 1929, Scobey 1939) több fotósorozatot is készített patakokról öntöző és vízelvezető csatornákról, amelyeket hidrológiai adatokkal együtt Chow (1959), Fasken (1963) és Barnes (1967) használt fel saját érdességi kutatásaikhoz így kapva szélesebb képet a természeti környezet és az érdesség kapcsolatáról.

Cowan (1956) alapján a kutatások során kapott érdességi tényezőhöz kapcsolódó egyenletek, táblázatok fényképek felhasználhatóak egy lépésről-lépésre történő becslési folyamathoz, mely végeredményben az érdességi tényező (n) értéket adja meg. A módszer első lépésben kiválasztunk egy alap n értéket mely, a meder és a partok természetes anyagának felel meg egy egyenes, egységes folyószakaszon. A második lépésben az érdességet növelő tényezőket adjuk hozzá a számítási folyamathoz, úgy mint a folyószakasz meder anyagának és alakjának változásait, valamint a lefolyási akadályokat és a növényzetet. A harmadik lépésben pedig ezen értékek összegét megszorozzuk egy tényezővel, mely a vízfolyás meanderezését veszi figyelembe.

$$n=(n_b +n_1 +n_2 +n_3 +n_4) m$$

ahol:

n_b = az n alapértéke egy egyenes, egyenletes, sima, természetes anyagú vízfolyásra,
 n_1 = korrekciós tényező a felszíni egyenetlenségek hatására,
 n_2 = a vízfolyás keresztmetszetének alaki és méretbeli eltéréseit figyelembe vevő érték,
 n_3 = az akadályokra vonatkozó érték,
 n_4 = a növényzetre és az áramlási viszonyokra vonatkozó érték,
 m = korrekciós tényező a folyószakasz meanderezésnek figyelembevételével.

Az n alapérték (n_b) kiválasztásakor a vízfolyáson olyan szakaszokat jelölünk ki amelyek a mederanyagát tekintve egységesek. A vizsgálat során fontos hogy a meder anyaga az áramlási viszonyok nagy részében változatlan maradjon. Aldridge és Garrett (1973) kutatása a különböző mederanyagú csatornákhöz tesz ajánlást az n_b értékre vonatkozóan, míg Chow (1959) az adott mederanyaghoz tartozó legkisebb n_b értéket adja meg. Limerinos (1970) az n_b értékét 11 vízfolyásból vett minta alapján a mederanyag szemcsemérete és a hidraulikus sugár felhasználásával határozta meg az alábbi képlet alapján:

$$n = \frac{(0,0926)R^{1/6}}{1.16+2.0 \log (R/d_{84})}$$

ahol:

R = a hidraulikus sugár

d_{84} = a részecskeátmérő, amely egyenlő vagy meghaladja a részecskék 84 százalékanak átmérőjét

Limerinos (1970) a szemcse méretét a szemcse minimális átmérője (vastagság) és a közepes átmérője (szélesség) alapján határozta meg.

A kiindulásnak vett n_b értéket a valóság pontosabb absztrakciójához tovább szükséges módosítani Cowan (1956) alapján. A módosítások alapján a vízfolyás változó geometriája, a különböző mesterséges és természetes akadályok illetve a meanderezés hatása lesz figyelembe véve. Az n érték számításakor az víz mélysége is fontos tényező. Ha a vízmélység alacsony az n értéket befolyásoló elemek méretéhez képest az n értéke magas lesz. Az n érték a mélység növekedésével csökken, kivéve ha a vízfolyás partjainak érdessége extrém magas, vagy ha sűrű bozót borítja az alacsony vízállású csatornát Cowan (1956).

Azoknál a vízfolyásoknál, ahol a meder szélesség és mélység aránya alacsony, valamint az erodált lejtős partok, kiálló sziklák és a part menti szabad gyökérzet további akadályt jelent n_1 értékét az érdesség számítása során meglehetősen nagymértékben kell figyelembe venni a felszíni egyenetlenségek miatt (Chow 1959). Benson és Dalrymple (1967) kimutatták, hogy a súlyosan erodált és a szabálytalan partvonalak akár 0,02-vel is növelhetik az n értékeket.

Az n értékét nem befolyásolják jelentősen a keresztmetszvények alakjának és méretének változása n_2 , ha a változások fokozatosak és egyenletesek. A nagyobb mértékű érdesség változások az alacsony vízállású vízfolyások éles kanyarulataihoz, szűkületekhez kapcsolódnak, amelyek az n értékét maximálisan 0,003-al növelhetik (Benson és Dalrymple, 1967) alapján.

Természetes akadályok, (pl.: fatörzsek, tuskók, sziklák) és mesterséges építmények (pl.: cölöpök és hídpillérek) befolyásolják az áramlási viszonyokat és növelik az érdességet a vízfolyásokban. A növekedés mértéke függ az akadály alakjától elrendezéstől; és az akadály méretétől a keresztmetszvényhez képest. Az akadályok hatása az érdességi együtthatóra az áramlási sebesség függvénye is. Minél nagyobb a sebesség az akadály hatása annál nagyobb mértékben és annál nagyobb folyószakaszon érezteti hatását. Ezeknek a torlaszt képző elemeknek a hatása egyesülhet és jelentősen befolyásolhatja az érdesség értékét és az áramlási viszonyokat. Chow (1959) az elgátoltság mértékét négy kategóriába osztotta, és ezekhez rendelte a különböző érdességi együtthatót módosító értékeket (n_3).

Cowan (1956) féle módszerben a legnagyobb potenciális hatása az érdességi együtthatóra a vegetációnak (n_4) van Coon (1995). Az ártéri növényzet alapvetően befolyásolja az ártereken levonuló árvízi áramlási viszonyait Chow (1959). Ez a módosító hatás függ a növényzet típusától és fenofázisától; a vízborítás magasságától, azaz részben vagy teljesen előnti/elborítja-e a vegetációt a víz; illetve attól, hogy milyen ellenállást tanúsít a fás vagy lágyszárú növényzet az áramlással szemben (Chow 1959, Wu et al. 2009). A lágyszárúak illetve néhány cserje rugalmas szárral rendelkeznek, míg a nagyobb cserjék és fák merev törzsűek, amelyek különböző mértékben befolyásolják az áramlással szembeni ellenállást és az ártér vízszállító képességét (Järvelä et al. 2009). A víz alá merülő, merev törzsű növényzet hatékonyan csökkenti az ártéren az áramlási sebességet, elnyeli a hullámok energiáját és megváltoztatja a turbulenciaviszonyokat (Liu et al. 2008, Luhar et al. 2008, Larsen et al. 2019). A növényzet áramlást befolyásoló hatékonysága tehát függ a száruk merevségétől (Liu et al. 2008), az állomány sűrűségétől (Larsen et al. 2019) és térbeli eloszlásától (Järvelä et al. 2009, Luhar et al. 2008), a növényzet feletti vízoszlop magasságától (Liu et al. 2008, Luhar et al. 2008), valamint a lomboszat meglététől (Luhar et al. 2008, Järvelä et al. 2009). A holt növényzet (pl. kidőlt fák, csapdázott uszadék) tovább növelik az ártér érdességét, így befolyásolva az árvizek hidrológiáját (Jeffries et al. 2003).

Az ártéri növényzet által okozott áramlásmódosítás következtében bizonyos hidrológiai és geomorfológiai folyamatok megváltozhatnak (Tabacchi 2000, Osterkamp et al. 2010, Gurnell 2014, Larsen et al. 2019). A növényeknek csatornázó hatásuk lehet azáltal, hogy akadályozzák az ártéren az árvíz levonulását, hiszen akár 0 m/s-ra csökkenthetik a sűrű állományokban a vízmozgás sebességét, miközben az ártér ritka foltjaiban vagy a növényzetmentes területeken az vízsebesség felgyorsul (Kiss 2019a), mindeközben a mederben is nő az áramlási sebesség (Nagy, 2018b, Kiss 2019a). Így a meder és a partél mögötti ártéri területek közötti sebességkülönbségek megnőnek, befolyásolva a meder és az ártér geomorfológiai folyamatait (Abu-Aly et al. 2014, Errico et al. 2018, Kiss 2019a). A növényzet növekvő sűrűsége egyre inkább csökkenti a vízáramlás sebességét az ártéren, ami gyorsíthatja az árterek/hullámterek feltöltődését (Jeffries et al. 2003, Griffin et al. 2017). Azonban meg kell jegyezni, hogy a növényzeti érdességnek van egy küszöbértéke, ami felett

a folyamat megfordul, és a túl sűrű növényzet már akadályozza a vízmozgást, és így az üledékképződés sebessége csökken (Sándor 2011).

A meanderezés mértékét (m) a vízfolyás által megtett út és az útvonalat egy egyenessel összekötő szakasz aránya határozza meg. A 1 és 1,2 közötti arányok esetén a meanderezés csekély mértékűnek tekinthető, 1,2 és 1,5 közötti arányok esetén érzékelhetőnek, 1,5 feletti arány arányok esetén pedig jelentősnek minősül. Amennyiben az áramlás a mederre van korlátozva Chow (1959) szerint a meanderek akár 30 százalékkal is növelhetik az n -értékeket.

2.4. A növényzeti sűrűség mérése

A növényzeti sűrűség mérésére az utóbbi évtizedekben több módszert is kifejlesztettek. Kezdetben Levy és Madden (1933) egy keretes módszert alkalmazott, melynek a lényege az volt, hogy a kereten tűket szúrnak át egyenlő távolságra egymástól, és kiszámították a növényzettel érintkező tűk arányát az összes átszúrt tű ismeretében. Dudley et al. (1998) kimutatták, hogy ez módszer pontos, eredményei megbízhatóak, de a keret méretéből adódó mérethatárok és a növényzet mozgása a felmérés során a módszer hátrányaihoz tartozik. MacArthur és MacArthur (1961) a lombzat szerkezetét vizsgálták, igaz, nem hidrológiai felhasználás miatt, hanem a lombkorona és a benne található madárfajok között keresték az összefüggést. A lombzat sűrűségének mérésére egy áttetsző fehér táblát alkalmaztak, amelyen egy szabályos rácsháló volt. A táblát a lombtól olyan távolságba mozgatták, ahol lombkorona a tábla 50%-át fedte le. A tábla és a lomb távolságából meg lehetett becsülni a lomb sűrűségét. Ugyanakkor Dudley et al. (1998) rámutattak, hogy a módszer a megfigyelő szubjektív becslésétől is függ és a tábla mérete is korlátozó tényező. Greame és Dunkerley (1993) eukaliptusz fák sűrűségét becsülték meg fotógrafikus módszerrel. A növényzetről készült fotók alapján a fák törzseit digitalizálták és eredményeiket kézi mérések referencia adataival vetették össze. Eredményeik alapján arra a következtetésre jutottak, hogy a fényképekből származó adatok elég jól egyeztek a referencia adatokkal, amikor egyszerű geometriájú törzseken vizsgálták őket. Azonban a digitalizálási folyamat időigényes volt, ezért a módszert Ritzen és Straatsma (2002) tovább fejlesztették, valamint Zehm et al. (2003) digitális fényképezéssel és fehér háttér használatával tovább javították. A módszert Zehm et al. (2003) alacsony (<80 cm) növényzetre alkalmazták, míg Ritzen és Straatsma (2002) erdei, cserje- és lágyszárú növényzet sűrűségét mérték így az ártereken. Warmink (2007) kutatásai során is egy hasonló fénykép alapú módszert használt. Világos határ előtt, amint egy 3 m széles 2 méter magas keret reprezentált, több fotót készített. A világos háttértől a növényzet sötét területei jól elkülönültek, így kiszámíthatóvá vált a növényzet által elfoglalt terület aránya.

Egy hidrodinamikai alapú megközelítésben Petryk és Bosmajian (1975) kidolgozott egy módszert a növényzet sűrűségének elemzésére, hogy meghatározzák az érdességi együtthatót egy sűrűn növényzettel borított árterületen. Kutatásukban a vízfolyásra ható tényezőket a Manning-képletbe helyettesítettek be kidolgozva a következő képletet:

$$n = n_0 \sqrt{1 + \left(\frac{C_* \sum A_i}{2gAL} \right) \left(\frac{1,49}{n_0} \right)^2 R^{4/3}}$$

ahol:

n_0 az érdességi együttható alapértéke a növényzet nélkül C_* a növényzet áramlással szemben sűrűdési együtthatója, $\sum A_i$ a növényzet vertikális területe (m^2), amely lassítja a vízáramlást, g a gravitációs állandó, A az áramlás keresztmetszeti területe (m^2), L a vizsgált meder és hullámtér szakasz hossza, és R a hidraulikus sugár. A $C_* \sum A_i / AL$ együttesen a növényzet sűrűségét fejezi ki egy adott keresztmetszetben.

Hazánkban Sándor (2011) mérte fel a hullámtéren 3x3 m-es kvadrátokban a hullámtéri növényzet fajtáit, aljnövényzetét és a fás szárú növényzet sűrűségét. Vizsgálatai alapján a növényzeti sűrűséghez érdességi tényezőt is társított (Sándor 2011). Delai et al. (2018) és Nagy (2020) az Alsó-Tiszán végeztek növényzetsűrűségi méréseket Warmink (2007) módszertana alapján. Kutatásaik során egy fehér háttér előtt (3x2 m) fényképsorozatot készítettek, a fényképeket fekete fehérré alakították így kiszámíthatóvá vált a növényzet terület aránya. Kiemelendő, hogy kutatásaik eredményeként a gyalogakác érdesség növelő hatását számították ki a hullámtéren, három felszínborítási kategóriában (ültetett erdő, ártéri természetes erdő, és felhagyott szántó). A módszertan legnagyobb kihívását az jelentette, hogy a felmérések során a függőleges törzsek más-más területarányt foglalnak el a különböző szögekből fotózva, de ezt több fotó elkészítésével ki lehet küszöbölni. Azonban további nehézséget és hibaforrást jelentett még az erőteljes napsütés, a fák árnyéka, valamint a hóborítás (Nagy 2020). Véleményem szerint a mérés további korlátja, hogy így csak az aljnövényzet alsó, 2 méteres sávjában tudták értékelni a növényzet sűrűségét és nem a teljes előntött (5-6 m) sávban, ráadásul a mérések pontszerűek voltak. Bertalan et al. (2019) hirdometriai és medertoropográfiai vizsgálatokat végzett a Sajó mentén plóta nélküli vízi és légi járművekkel. A kutatás célja a hidrológiai modellezéshez felhasználható meder érdesség meghatározása, mely a Manning-koefficiens értékének meghatározását segíti, és a lézerszkennelési technológia laklamazásával pontosítja az eddigi módszereket.

Az elmúlt évtizedekben a LiDAR technológia kulcsszerepet játszott a növényzet szerkezetének 3D-s vizsgálatában és a növényzeti sűrűség meghatározásában (Seielstad és Queen 2003). A mérés azon alapszik, hogy a LiDAR által kibocsátott sugárzás egy része visszaverődik a lombkoronáról és az aljnövényzetről, így átfogó adatokat szolgáltat a növényzet szerkezetéről (Seielstad és Queen 2003). Az elmúlt 20 év során az adatfeldolgozási technikák fejlődése tette lehetővé az erdők szintjeinek (pl. aljnövényzet) a vizsgálatát, illetve a vegetáció szerkezetének elemzését. Chasmer et al. (2006) összehasonlították a terepi és a légi LiDAR-adatokból számított paramétereket a terepen mért referenciaértékekkel egy zárt vörösfenyő-erdőben. Vizsgálataik megállapították, hogy statisztikailag szignifikáns különbség van a fák magasságának terepi mérései és a légi illetve földi LiDAR alapú magasságmérések között. Chasmer et al. (2006) alapján a földi és a légi LiDAR alapú mérések átlagosan 1 méterrel alulbecsüli a fák magasságát. Morsdorf et al (2010) légi LiDAR-adatokat használtak mediterrán erdei ökoszisztémák vegetációs szintjeinek vizsgálatára. A vegetációs rétegek elkülönítésére felügyelt gépi tanulási technikát és egy két dimenziós adatteret használtak melyet az intenzitás értékek és a magassági értékek alkottak. Eredményeink azt mutatják, hogy az légi LiDAR alapú magassági és intenzitási információk felhasználásával minőségi (egyes növényzeti rétegek jelenléte és hiánya) és mennyiségi, fizikai adatok (magasság, függőleges kiterjedés és talajtakaró) származtathatók, amelyek leírják az összetett, többretegű erdei ökoszisztémák függőleges szerkezetét. Hahmraz et al. (2017) megállapították, hogy a 170 pont/ m^2 sűrűségű pontfelhő már alkalmas arra, hogy segítségével a lombkorona teteje alatti fák azonosíthatóak legyenek, illetve az aljnövényzet szerkezete is részletesen vizsgálható. Az erdő alsó lombkoronájának vizsgálata elterjedt a tűzoltási útvonalak feltérképezésekor Campbell et al (2018), vagy a városi

zöldfelületeken elterjedő invazív kínai fagyal (*Ligustrum sinense*) terjedésének vizsgálatára (Singh et al. 2015).

Különböző LiDAR-alapú módszerek használhatók az erdők vegetációs szintjeiben (zóna) a növényzet sűrűségének vizsgálatára. Ezek azon alapulnak, hogy minél sűrűbb a növényzet egy adott zónában, annál valószínűbb a visszaverődés az adott zónából Riano et al. (2004). Fontos azonban megjegyezni, hogy nagyon sűrű növényzet esetén nagy felbontású pontfelhőre van szükség az impulzusok elnyelődése miatt (Campbell et al. 2018). Riano et al. (2004) klaszteranalízist alkalmaztak arra, hogy elkülönítsék a lombkoronáról és az aljnövényzetről visszavert pontokat. Bevezették a teljes relatív pontsűrűség fogalmát (ORD: *overall relative point density*), és kidolgozták annak módszerét, hogy hogyan lehet ezt az aljnövényzet sűrűségének elemzésére használni. Az ORD-t úgy számítják ki, hogy elosztják az adott növényzeti zónában (pl. 1-5 m) lévő pontok számát a teljes növényzetet reprezentáló pontok számával (Singh et al 2015, Hudak et al 2008).

$$ORD(i,j) = \frac{\sum_i^j n}{\sum_0^k n}$$

Ahol az i a vizsgált magassági zóna alsó határa, j a vizsgált magassági zóna felső határa, k a növényzet legmagasabb pontja, n pedig az adott zónába tartozó pontok száma. Jakubowski et al. (2013) multispektrális légi fotókkal kombinálta az ORD-számítást, hogy az aljnövényzet sűrűségét jobban kifejezze, amit az erdőtüzek terjedésének becsléséhez használtak. Martinuzzi et al. (2009) random forest algoritmust használva kiválasztották azokat a paramétereket, amelyek a legjobban leírják az aljnövényzetet sűrűségét. Eredményeik azt is tükrözik, hogy a felszíni pontok ORD-értéke és az ORD-érték az 1-2,5 m közötti vegetációs zónában kapcsolatban állnak az aljnövényzet sűrűségével.

Egy másik, az erdők lombkoronájának jellemzésére gyakran használt módszer a normalizált relatív pontsűrűséget számítja ki (NRD: *normalized relative point density*) (Seielstad és Queen 2003). Az NRD-t úgy számítják ki, hogy elosztják a vizsgált magassági zónában lévő pontok számát a vizsgált zónában és alatta lévő pontok összegével.

$$NRD(i,j) = \frac{\sum_i^j n}{\sum_0^j n}$$

Az NRD paramétert Seielstad és Queen (2003) vezették be, hogy meghatározzák a növényzet sűrűségét a 0-3 m magasságú zónában és megbecsülik a biomasza mennyiségét. Goodwin et al. (2007) NRD-értékeket a 0,5-4 m közötti vegetációs szintre számolták ki, és eredményeiket összehasonlították a terepi sűrűségbecslésekkel. Megállapították, hogy erős korreláció van a paraméterek között, azaz az NRD pontos adatokat szolgáltat az aljnövényzet és a cserje- és bokorszint sűrűségi viszonyairól. Skowronski et al. (2007) az NRD számítást használták a növényzet függőleges szerkezetének elemzésére. Arra a következtetésre jutottak, hogy az 1-2 m-es és 2-3 m-es szintek NRD-értékei jól mutatják az aljnövényzet jelenlétét. Campbell et al. (2018) a hagyományos, fénykép alapú sűrűségmérési technikát használták referenciaadatként, hogy az ORD és az NRD módszerek hatékonyságát összehasonlítsák. Eredményeik azt mutatták, hogy az NRD számítási módszer pontosabban reprezentálja az aljnövényzet sűrűségi viszonyait, mint az ORD számítás alkalmazása, mivel az NRD módszer jobban kiszűri az felsőbb lombkorona hatását. A szakirodalom áttekintése alapján megállapítottam, hogy a kutatásomhoz legjobban az NRD módszer alkalmazása illeszkedik, mert légi LiDAR adatokra alkalmazható, és számítás hatékonyságát már más tanulmányok is igazolták.

2.5. A hullámtéri növényzet hatásának modellezése

A világ számos pontján komoly problémát jelent az árvízi kockázat növekedése, és tovább nehezíti a megoldandó feladatot, hogy a kihívásokat az ártéri ökoszisztémák figyelembe vételével, azok megőrzésével, helyreállításával kell megtervezni és megoldani. A hidrodinamikai modellezés ezekben az esetekben jelentős segítséget jelenthet a tervezésben, a döntéshozatalban és a beavatkozások megvalósításában (Rubol et al. 2018, Straatsma et al. 2019). Az árvíz kockázat mérséklése és az ártéri ökoszisztémák megőrzése és helyreállítása egyre nagyobb figyelmet kap, így az utóbbi évtizedekben megnövekedett az igény az olyan modellek iránt, amelyek a növényzetnek az áramlásra gyakorolt hatásait is elemzik (Rubol et al. 2018).

A hidrodinamikai modellezés során az ártéri növényzet hatását az érdességi tényezőbe ágyazva adják meg (Chow 1959, Vetter et al. 2011, Manners et al. 2013), mint bementi paramétert, ezért a tényező meghatározása és kiszámítása kulcsfontosságú, ha a valóságos viszonyokat szeretnénk modellezni a folyó-ártér kapcsolatában. Forzieri et al. (2012) két fő megközelítést különböztetett meg az árterek érdességének távérzékeléssel történő feltérképezésére. Az egyik esetben a távérzékelte adatokból előállított területhasználati kategóriákhoz rendelt a szakirodalom alapján érdességi értékeket, míg a másik esetben az érdességi együtthatót LiDAR adatok alapján, a növényzet szerkezetének figyelembe vételével (levélfelület-index, szár- vagy koronaindex, magasság stb.) becsülte. Utóbbi esetben a LiDAR-technológia több előnnyel is rendelkezik, hiszen a strukturális attribútumokat közvetlenül méri, és képes az összetett, többretegű szerkezetek figyelembe vételére (Manners et al. 2013, Jalonon et al. 2015).

Vetter et al. (2011) egy részletes (>25 pont/m²) légi lézerszkennelés adatai alapján értékelték a növényzet vertikális szerkezetét és becsülték meg az érdesség értékét. Az eredményeik azt mutatták, hogy a kidolgozott módszer alkalmazásával egyértelműen meghatározható érdesség, és térbeli felbontása növelhető, de a 2D hidrodinamika modell eredményeken az előtött terület nagysága és vízmélysége nem változott jelentős mértékben a pontosabb bemeneti adatok ellenére. Manners et al. (2013) tamariska (*Tamarix sp.*) cserjék földi lézerszkennelést előállított adatait építették be egy 2D hidrodinamikai modellbe. Ebben a tanulmányban leírt újszerű módszertan bemutatja, hogy a víz és a száraz közötti kisléptékű kölcsönhatások hogyan hatnak az ártéren kialakult áramlási mezőkre. Ugyanakkor a modellt csupán kis területre építették fel, ahol a növényzet viszonylag ritka volt. A módszer alkalmazhatóságát nagyobb területen nem vizsgálták. Prior et al. (2021) a hidraulikus növényzeti érdességet drónnal felmért LiDAR pontfelhő és fotogrammetria felhasználásával számították ki három méretarányban, amely során az érdesség értékét a vizsgált folyószakaszra, a növényzeti foltokra és pixelekre is meghatározták. A HEC-RAS 2D-ben végzett vizsgálatok alapján a drónnal felmért LiDAR módszerrel és pixel léptékben lehetett a legpontosabb eredményeket elérni, ugyanakkor ez az eredmények nem tértek el jelentősen a jóval olcsóbban és gyorsabban előállítható fotogrammetria alapú módszertől. Shields et al. (2017) a növényzet hidraulikai érdességének becslésére szolgáló módszereket hasonlították össze. Külön elemezték a lágyszárú illetve fás szárú növényzet érdességi együtthatóját a víz alatt és a vízből kiemelkedő növényzet esetében. Összességében a növényzeti érdesség hidrodinamikai modellezésben betöltött szerepét vizsgáló kutatások mindegyikének voltak gyengeségei és erősségei. Az is megállapítható, hogy az érdesség meghatározásakor kulcsfontosságú az előtési magasság, valamint a növényzet szerkezete.

Az ártéri növényzet szerepét az árvízvédelemben és ökológiában a hazai kutatók és állami szervezetek is felismerték. A XXI. század elején a Dunán és a Tiszán is rekord

magasságú árvizek vonultak le a vízhozam értékek rekordjai nélkül, ami az ártér vízvezetőképességének romlására utal (Kovács et al 2003, Kiss 2021). Már korábban felismerve ezt a problémát és kihívást, megalkották a "nagyvíz mederkezelési terv"-et a vízgazdálkodásról szóló 1995. évi LVII. törvény keretében. Később a nagyvízi mederkezeléshez köthetően több modellezési tanulmány is elkészült, amely az ártéri növényzet karbantartásával történő vízszint és sebesség viszonyok változást vizsgálta.

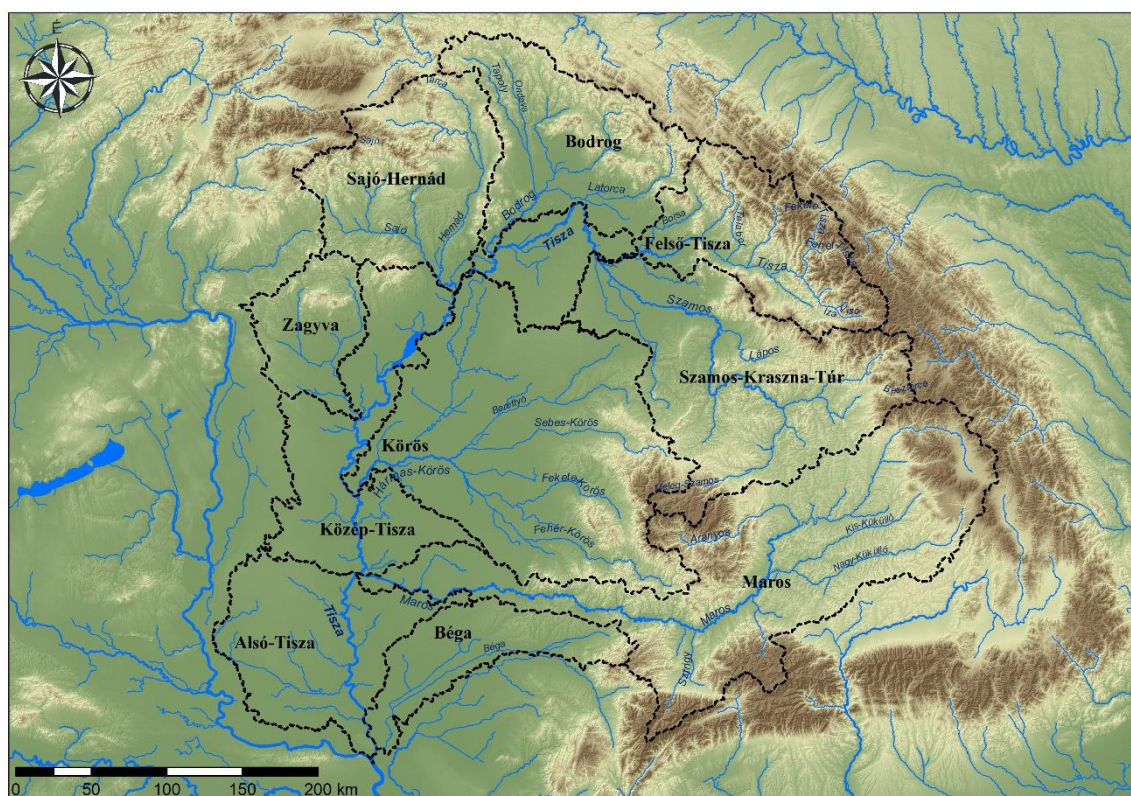
Kovács et al. (2003) és Kovács et al. (2006) az eddigi legnagyobb tiszai árvizeket modellezte a Tisza teljes magyarországi szakaszán az árvíz időtartama alatt és tapasztalatai alapján az árvizek levonulásában és a vízszint rekordok megdőlésében jelentős szerepe volt a hullámtéri érdesség megnövekedésének. Szél (2014) 2D hidrodinamikai modell eredményei azt mutatták, hogy a Nagymaros és Budapest közötti Duna szakaszon az erdőterületek fás és lágyszárú növényzetének gyérítésével 10 cm-es vízszintcsökkenést lehet elérni. A modellezés eredményi alapján a tanulmány reális veszélyként mutat rá a jelenlegi hullámtéri és nyílt ártéri érdesség romlására, és az ezzel együtt járó vízszintemelkedésre. Vizi és Právetz. (2020) 2D HEC-RAS modellel vizsgálták a Közép-Tisza-vidéken a Bivalytói hullámtéren az új típusú, úgynevezett ikersoros faültetési gyakorlat hatását a vízszállítókapacitásra. Eredményeik alapján a beavatkozások helyszínén a beavatkozás előtti vízsebességek 0,2-0,4 m/s-ról 0,5-0,7 m/s-re növekedtek, növelve ezzel a vízszállítókapacitást is. Sági (2015) az Alsó-Tisza vidéken Csongrád és az országhatár között vizsgálta különböző hullámtérkezelési beavatkozások hatását a levonuló árvízszintekre MIKE 21 FM modellel. Az egyik vizsgált modellváltozatban a Tisza mentén egy 600-800 m szélességű nagyvíz lefolyási sáv kerül kialakításra az aljnövényzet irtásával és a fák 3-4 m-ig történő felgallyazásával, valamint a nagyvízi lefolyási sávba eső terepakadályok elbontásával. Az eredmények alapján a mértékadó árvízszintjét (MÁSZ) elérő árvíz esetében a beavatkozások hatására a legnagyobb árvízszint csökkentő hatás Csongrád körénykén figyelhető meg, ami eléri a 80 cm-t és a hatás fokozatosan csökkenve a Maros torkolatáig érvényesül. Az áramlási sebességeket tekintve kiemelendő, hogy a beavatkozással érintett, szűkülő hullámtéri területeken akár háromszoros sebességnövekedés is megfigyelhető.

3. Mintaterület

Vizsgálataimat elsősorban az Alsó-Tiszán végeztem, bár végeztem méréseket a Közép-Tiszán és a Maros mentén is (Nagy 2018b). Mivel a dolgozatban az alsó-tiszai eredményeimet mutatom be, ezért az alábbiakban általánosságban ismertetem a Tisza hidrológiai és morfológiai sajátosságait, a mederszabályozási és ármentesítési munkákat – amelyek különböző mértékben érintették a mintaterületeimet –, végül bemutatom a részletesen vizsgált területeket.

3.1. A Tisza hidrológiai és morfológiai viszonyai

A Tisza teljes *vízgyűjtő* területe 157 ezer km², melyen 946 km hosszan vezet a folyó útja a Máramarosi havasokból Titelig, ahol a Dunával egyesül (Lászlóffy 1982). Forráságai 1600-1700 méteren erednek, majd a Fekete- és Fehér-Tisza Ukrajnában Rahónál egyesülnek. A vízgyűjtőt északról, északkeletről, keletről és délről a Kárpátok határolja (3.1. ábra), míg a vízgyűjtő nyugati pereme határozatlan, a Duna-Tisza közti síkvidéki apró kiemelkedései alkotják a határvonalat. A vízgyűjtő területének 58% hegy- és dombvidék, ahonnan a lefolyó vízmennyiség döntő hányada származik, míg 42%-a síkvidéki terület (Vágás 2015). A Tisza magyarországi szakasza végig szabályozott, hosszúsága 587 km, mellyel az ország leghosszabb folyója, továbbá az ország területének fele a Tisza vízgyűjtőjéhez tartozik (Lászlóffy 1982 Vágás 2015).



3.1. ábra: A Tisza vízgyűjtője és részvízgyűjtői (forrás: Benyhe B.)

A folyó **vízjárását** legfőképpen a Szamos torkolatáig tartó Felső-Tisza domb- és hegyvidéki területeire lehullott csapadék mennyisége határozza meg (Bogdánfy 1901, Vágás 1982). A csapadék mennyiségének éves összege a Felső-Tiszán 1000 mm feletti területi átlagban, az éves csapadék átlagos mennyisége a forrásvidéken a Máramarosi-havasokban a legmagasabb (1720 mm). A csapadék éven belüli megoszlását a mérsékelt kontinentális klímának megfelelően nyári eleji csapadékmaximum jellemzi, illetve téli csapadék minimum. A téli hónapokban a csapadék általában hó formájában halmozódik fel alacsony hőmérsékleti és párolgási viszonyok mellett. A bőséges esők és az olvadékvizek táplálta források egész évben aktívak, a Felső-Tisza vizei rendszerint egyik évszakban sem apadnak ki. Az olvadás február, márciusban indul meg nagyobb mennyiségben a vízgyűjtőn, így alapvetően egy tél végi tavasz eleji és egy nyár eleji árhullám (zöld ár) jellemzi a folyó természetes vízjárását. Az olvadás általában áprilisig, míg a leghűvösebb térszíneken májusig tart, és gyakran árhullámokat indít el, amelyek a folyó alsóbb szakaszán egyesülhetnek (Lászlóffy 1982, Vágás 1982).

Az **árhullámok egymásra csúszása** jól nyomon követhető a vízjáték és a hullámtér elöntésének időtartamának vizsgálatával (Vágás 1982, Vágás és Bezdán 2015). A hullámtér elöntésének időtartama és a vízjáték forrástól a torkolatig növekszik (Vágás és Bezdán 2015). A Felső Tiszán 1-3 hetes árvizek jellemzőek, míg az Alsó-Tiszán az árhullámok 1-3 hónapig is eltarthatnak. Ezen jelenség több okra vezethető vissza. A Felső-Tiszán a meder esése többszöröse a közép és alsó-tiszai értéknek: a forrásvidéken 20-50 m/km esés a jellemző, amely a Szamos torkolatig 10 cm/km-re mérséklődik, majd a Közép-Tiszán tovább csökken az átlagos esés értéke 4-5 cm/km-re (Lászlóffy 1982). Az Alsó-Tiszán már nagyon alacsony, 2-3 cm/ km esésértékek a jellemzőek, melyek az árvizek gyors levonulást nem teszik lehetővé. Ugyanakkor az Alsó-Tiszán végzett vízszint-esés vizsgálatok azt is bebizonyították, hogy a Tisza esése folyamatosan romlik: míg a XX. század első évtizedeiben az átlagos esés 2-2,5 cm/km volt, addig a 2010-es évekre ez már csak 1,5 cm/km (Kiss et al. 2019b). Az árhullámok levonulását a Körösök és a Maros egyidejű áradása is lassíthatja, mivel a vízgyűjtő felépítése (1. ábra) lehetővé teszi, hogy az alsó szakaszon lévő bővízü mellékfolyók árhulláma találkozzon a Tiszán levonuló áradásokkal (Vágás és Bezdán 2015). Az alacsony esés miatt a Duna magas vízállása is visszaduzzasztó hatást válthat ki, ami egészen Szolnokig befolyásolhatja a levonuló árhullámok magasságát és tartósságát (Vágás 1982).

A Tisza vízrendszerén belül az egyes szakaszokon a **legmagasabb vízállások** kialakulását a csapadék mellett a Tisza, a mellékfolyók és a Duna tetőzésének találkozása is befolyásolja, ezért az egyes szakaszokon eltér a valaha mért legnagyobb vízállások (LNV) időpontja. A felső tiszai szakaszon a 2001-es árhullám állította be az eddigi legnagyobb vízállást (Vásárosnamény 943 cm), míg a Közép-Tiszán a 2000-es (Szolnok 1041 cm), az Alsó Tiszán pedig a 2006-os árhullám (Szeged 1009 cm) bizonyult az eddigi legnagyobb. Itt meg kell jegyezni, hogy az alsó-tiszai Mindszent különleges, átmeneti helyzetben van, így itt a 2000-es, majd a 2006-os árhullám is rekordot döntött (Kiss et al. 2019b). A szabályozások óta az árhullámok magassága 2-3,5 m-rel haladta meg a szabályozások előtti legnagyobb vízállásokat a Tiszán (Rakonczi és Kozák 2009), és ezek a változások a mellékfolyókon is megfigyelhetőek (Szlávik 2000, Sándor 2011). Vágás (1982) árvízi menetgörbéken végzett vizsgálatai alapján az is megállapítható, hogy a Tiszán az egy ágból induló árhullámok a leggyakoribbak, illetve, hogy az Alsó-Tiszán a szegedi tetőzés gyakran megelőzi a közép tiszai szolnoki tetőzést. Az árvízszintek növekedése a tiszai vízrendszerben több, egymásra ható okból vezethető le regionális és lokális szinten (Sándor 2011). Éghajlati szempontból a csapadékeloszlás egyre szélsőségesse válása (Szlávik 2000), és a heves záporok gyakoriságának megnövekedése a részvízgyűjtőkön nagyobb

árhullámokat indíthat meg (Gauzer és Bartha 2003, Sándor 2011). A területhasználat és növényzetborítottság antropogén hatásra történő megváltozása is módosítja a lefolyás időbeli és térbeli eloszlását (Konecsny 2000, Lóki 2004, Radvánszky 2013). Konecsny (2002) megállapította, hogy a Tisza részvízgyűjtőin az erdőterületek térbeli aránya csökkent, valamint az erdőhatár 100-400 méterrel feljebb tolódott. Ugyanakkor más kutatások alapján a nagy árhullámok kialakulásában a felszínfedettség szerepe kisebb jelentőségű (Gauzer és Bartha 2003, Lóki 2004, Sándor 2011). A folyószabályozási és árvízmentesítési munkák után is növekedett az árvizek szintje, mivel csökkentették a hullámtér kiterjedését és gyorsították a lefolyást (Vágás 1982, Szilávik 2000). Az árhullámok szintjének növekedéséhez az is hozzájárult, hogy a folyószabályozásokat követően a hullámtér területhasználata teljes mértékben átalakult (Sándor 2011, Kiss et al. 2019a). A vizes térszíneket és réteket mezőgazdasági művelésbe fogták, majd erdőtelepítések következtek be, ami az özfajok elterjedését (pl. gyalogakác, süntök) eredményezte és sokszorosára növelte a hullámtéri érdeességet (Sándor, 2011, Kiss 2019a, Nagy 2020). A hullámtér vízszállító képességét tovább csökkentette a töltések közé szorított folyó fokozott hullámtéri üledék felhalmozása, a nyárigátak és a beépítés (Zsóri 2011, Kiss 2019a, Sándor 2011, Nagy 2020). A mederben a XIX. századi kanyarulat-átvágások hatására az esés értéke megnőtt, ami a meder bevágódásához és mélyüléséhez vezetett (Fiala és Kiss 2005). A megnövekedett esés mellett megnőtt a folyó munkavégző képessége, így több helyen az állékonyság megőrzésének érdekében partbiztosításokat kellett építeni a partok mentén, amelyek tovább szűkítették a lefolyási keresztmetszényt (Kiss et al. 2008, 2019a). Mindezen okok együttes hatására a Közép- (Kovács 2003) és Alsó-Tiszán (Kiss 2019a) a hullámtér vízszállító képessége leromlott amit a vízállás és vízhozam adatokból szerkesztett hurokgörbék is visszaigazolnak (Vágás 1982, Vágás és Bezdán 2015).

A **vízhozam** értékeket tekintve, a Felső-Tisza (Vásárosnamény) legnagyobb vízhozama ($3870 \text{ m}^3/\text{s}$) míg az alsó-tiszai vízhozammaximuma eléri a ($4346 \text{ m}^3/\text{s}$) a betorkolló mellékfolyók által. Az egyes árhullámok vízhozamgörbéit egymásra téve jól látszik, hogy a gátak közötti nagyvízi mederben az árhullámok levonulása egyre romló környezetben történik. Például Szegednél $3500 \text{ m}^3/\text{s}$ vízhozam 1932-ben még csupán 850 cm-es vízállást eredményezett, addig a 2006-os árvíz során ez már 975 cm volt, azaz ugyanazon vízhozamhoz tartozó vízállás több, mint 1 méterrel emelkedett (Kiss et al. 2019b).

Az árhullámok tartóssága és a vízhozamértékek maximuma mellett a **vízjáték** mértéke is növekszik a forrástól a torkolat felé haladva. Míg a felső-tiszai vízmércéknél (pl. Tokaj, Vásárosnamény) a legnagyobb és a legkisebb vízállások közötti különbségek 10 m körüli értékeket mutatnak, addig az Alsó-Tiszán (pl. Csongrád, Mindszent) már 13 m-es értékek a jellemzőek. A legnagyobb és a legkisebb vizek közötti növekvő különbség kiváltképp az utóbbi évtizedekben nőtt meg, a szélsőséges éghajlati és hidrológiai viszonyok következtében (Szilávik 2000, Sándor 2011).

A vízjáték magas értékét a növekvő árvízi vízállások mellett a száraz időszakokban kialakuló **kisvízes vízállásokkal** lehet magyarázni. Kisvízes időszakok a Tisza vízgyűjtőjén nyár végén és kora ősszel jelentkeznek, de ritkább esetben a csapadékszegény, hideg telet követő tavaszi csapadékok elmaradásával tél végén vagy tavasz elején is előfordulhat kisvízes hidrológiai állapot. Míg az árhullámok kialakulása és levonulása a Felső-Tiszán pár nap alatt végbe mehet, addig a kisvízes állapot megjelenése több hetes vagy hónapos jele annak, hogy a vízgyűjtő területek felől mérséklődik vagy megszűnik az utánpótlás.

A Felső-Tiszán Vásárosnaménynál az eddigi legalacsonyabb vízállást 2003-ban regisztrálták -235 cm-rel, míg a Közép-Tiszán Szolnokonál 2022-ben dőlt meg a 2003-as

LKV rekord (-281 cm^1). Az Alsó-Tiszán az 1970-es években beüzemelt törökbecsei vízlépcső magasan tartja a legkisebb vizek szintjét, így a szegedi vízmércéhez tartozó LKV értékeket az 1946-ban regisztrálták (-250 cm), míg visszaduzzasztott állapotban a vízszint 100 cm körüli, ami 350 cm -es vízszint emelést mutat. A Tisza magyarországi szakaszán elsősorban a gravitációs vízkivétel biztosítására épült meg az 1950-es években a Tiszalöki Vízlépcső, majd az 1970-es években a Kiskörei Vízlépcső. A vízlépcsők és a tározók hatástávolságukon belül csökkentik a vízállás és vízhozam szélsőségeit, hiszen kisvízkor növelik, míg nagyvízkor csökkentik a vízszintet és vízhozamot. A kisvízes időszakokban a vízszállítást a közepes kisvíz vízhozam (KKQ) értékével lehet jellemezni. A Felső-Tiszán Vásárosnaménynál az LKQ értéke $29 \text{ m}^3/\text{s}$, míg a Közép-Tiszán Szolnoknál $65 \text{ m}^3/\text{s}$. Az Alsó-Tiszán Szegednél a Körösök és a Maros betorkolása miatt $95 \text{ m}^3/\text{s}$ -ra emelkedik (Lászlóffy 1982). Összevetve a legkisebb vízhozamok értékét a legnagyobb vízhozam értékével a Felső-Tiszán 133-szoros, míg az Alsó-Tiszán 45-szörös különbséget láthatunk, ami jól tükrözi a folyó ingadozó vízjárását (Lászlóffy 1982).

A **medret kitöltő víztükör szélessége** a Szamos torkolata alatt átlagosan 200 m , de ettől jelentősen eltérő értékeket is mérhetünk a Tisza mentén. Több helyen 100 m körülire szűkül a meder, például Szolnoknál és Mindszentnél csupán 95 m a mederszélesség. A legszélesebb mederszakaszok Tiszapalkonya (320 m) és Zemplémagárd környékén (420 m) találhatóak. A kisvízes időszakokban – a duzzasztott szakaszok kivételével – a víztükör szélessége 100 m -re csökken (Lászlóffy 1982). A **teljes hullámtér szélessége** a meder szélességének átlagosan 7-9 szerese ($1400\text{--}1800 \text{ m}$), de ettől lényeges eltérések is vannak a Tisza futásvonala mentén. A legszélesebb hullámtéri térszín a Kiskörei Vízlépcső felvízi oldalán található Tiszafüred és Poroszló között. Itt a hullámtér szélessége eléri a 7 km -t, és mint tározó a Tisza-tavat foglalja magába. A töltések közötti lekisebb távolság Martfűnél mérhető, itt csupán 205 m széles a hullámtér. Árvízvédelmi szempontból, a legveszélyesebb a hirtelen összeszűkülő hullámtér, ezen szűkületek kialakítása a szabályozások korabeli birtokviszonyoknak mintsem hidraulikai megfontolásoknak köszönhető (Lászlóffy 1982).

A meder **mélyégviszonyairól** általánoságban elmondható, hogy főként a szabályozások hatására a meder bevágódott, a mélyülés fokozódott, így a keresztszelvények egyre inkább szűk V-alakú szelvényekké váltak, szelvényterületük 4-21%-kal csökkent (Fiala és Kiss 2005, Amissah et al. 2018, Kiss et al. 2019c). Az alsó-tiszai szakaszon a meder átlagos mélysége $10\text{--}15 \text{ méter}$, mederkitöltő vízszint esetében.

A **hordalékszállítást** tekintve a Tiszán a legnagyobb volument a lebegtetett hordalékszállítás jelenti. Az éves lebegtetett hordalék átlagos mennyisége a Tisza teljes szakaszán $18,7$ millió tonna, a görgetetté 9 ezer tonna, míg a görgetett hordalék ezredrésze az adott szelvényen áthaladó lebegtetett hordalék mennyiségnek (Bogárdi 1971). A hordalék töménységnek átlagos értéke a Tisza mentén 370 g/m^3 , azonban árhullámok során akár a 2000 g/m^3 is elérheti (Csépes et al. 2003). Az árhullámon belül a lebegtetett hordalék időbeli koncentrációját vizsgálva megállapítható, hogy az árhullám alatt gyors ütemben, 1-2 nap alatt eléri a folyó a lebegtetett hordalék maximumát, és a hordalékhozam csúcsa időben megelőzi a vízhozam tetőzését, (Kovács 2013), ugyanakkor az egyes árhullámok nagyon különböző mértékű hordalékszállítással rendelkezhetnek (Csépes et al. 2000). A **fenékhordalék méretét** tekintve a Felső-Tisza a nagy esésű, hegyvidéki szakaszon több tíz cm-es átmérőjű kövek között kanyarog, majd az esés csökkenésével a fenékhordalék átmérője is jelentősen csökken. A Borsa torkolatánál a fenékhordalék már $1\text{--}2 \text{ cm}$ -es kavicsok alkotják, míg a Szamos torkolatánál már homokba megy át a jellemző fenékhordalék. A

¹ A disszertáció írásának időpontjáig (2022.07.25):

http://kotivizig.hu/index.php?option=com_content&view=article&id=2339:lkv-alatt-a-tisza-szolnoki-vizallasa&catid=20:hirdetmenyek&Itemid=52

Közép-Tiszán a jellemző szemcseátmérő 0,3-0,5 mm alatt van, azaz finomszemű homokfrakcióba tartozik. Hasonló értékek jellemzik az Alsó-Tisza fenékhordalékát is. A Tisza mentén a durvább szemcseátmérő jellemző lehet a mellékfolyók torkolatánál, illetve olyan helyeken, ahol a folyó durvább szemcseösszetételű üledéket bont meg (Lászlóffy 1982).

3.2. Az ármentesítési és szabályozási munkák a Tiszán

A török világ utáni időszak a 18. században a békés növekedés feltételeit teremtette meg. A lakosság száma a kétszeresére nőtt, ugyanakkor a mezőgazdasági termelékenység nem változott érdemben (Dunka et al. 1996.). A mára idilliként bemutatott természetközeli állapot a Tisza vidékén élő embereket nehéz kihívások elé állította. Az árterek közelében élő emberek gyakran küzdöttek járványokkal (pl. malária), éhínséggel, és a szűnyogok és böglyök hadával. A térség egyik legsürgetőbb megoldandó problémáját az adta, hogy hogyan lehetne megoldani a folyamatosan szaporodó népesség létbiztonságát a természet sokszínűségének megőrzése mellett (Dunka et al. 1996.)

A megoldást a mederszabályozási munkák jelentették, amelyek már a 18. század elején megindultak, de gyakran csak lokális jellegű problémákat kezeltek, így az árvízveszély gyakran növekedett a beavatkozás alatti vagy feletti szakaszon. Az első komolyabb folyamszabályozási beavatkozás a nagykunsági városok és falvak összefogásával megvalósuló Mirhó-fok elzárása volt. A Mirhó gát megépítésével a nagykunsági birtokosok óriási árvízmentes területekhez jutottak, ahol legeltető állattartást és szántóföldi művelést is folytathattak (Botár és Károlyi 1971).

A teljes vízrendszert érintő átfogó vízi munkálatok megkezdéséhez és tervezéséhez a kormányzat megoldotta mérnökképzést, valamint I. Ferenc 1807. évi törvényével a folyószabályozási munkák jogi keretét is megteremtették (Lászlóffy 1982). A nagyszabású munkák előkészítéséhez elengedhetetlen volt a Tisza vízrendszer átfogó térképezése, ami 1820-as évektől kezdve Huszár Mátyás vezetésével, majd 1833-1846 között Lányi Sámuel irányításával zajlott. Széchenyi István megbízásából az elkészült felmérések alapján Vásárhelyi Pál kidolgozta a folyószabályozás terveit (Dunka et al. 1996). A Vásárhelyi által készített tervek kivitelezésére létrejött a Tiszavölgyi Társulat 1846-ban, és még ezen év augusztusában megkezdődött a szabályozások első kanyarulat-átvágása Tiszadob és Tiszaszederkény között (Vágás 1982).

Vásárhelyi Pál összesen 102 átvágást tervezett a Tiszán, és tervének központi eleme a folyó esésének növelése volt, és így a folyó sebességének növelése. A szabályozások másik központi elemét az árvízvédelmi töltések jelentették. Vásárhelyi halála a munkálatok megkezdésének évében következett be, így a tervek felülvizsgálatát Pietro Paleocapa végezte. Paleocapa lényegesen kevesebb átvágást (21) és szélesebb hullámtereket javasolt a folyónak, a Vásárhelyi tervnél magasabb töltésekkel (Vágás és Bezdán 2015). A munkálatokat az 1848-49-es szabadságharc szakította félbe, majd az újraindult munkálatoknál is rengeteg konfliktus volt, amelyet az is tetézt, hogy a folyószabályozás állami feladat volt, viszont a töltések építése a társulatok felelősségi körébe tartozott (Dunka et al. 1996). A problémákat tovább súlyosbította, hogy az Alsó-Tiszán a kötöttebb mederanyagban elkészült kanyarulat átvágások nagy részre sikertelen volt, így az 1879-es szegedi árvízi katasztrófában csúcsosodott ki az összehangolt munka hiánya és az állami szerepvállalás alacsony mértéke (Dégen 1969, Dunka et al. 1996). Az 1879-es árvíz után kialakításra került a tiszai szabályozások törvényi háttere, és megalakult a Vízrajzi Osztály a Tisza vízrendszer változásainak rögzítésére, megfigyelésre. Az 1900-es évek elejére

összesen 94 átvágás épült meg a Tiszán és munkálatok közben levonuló árvízszintek a magasabb töltések kiépítését igazolták a gyakorlatban (Lászlóffy 1982). Végül 1932-ig 112 átvágás készült el, így a Tisza hossza Tiszaújlaktól a torkolatig 453 km-rel (több mint harmadával) csökkent: 1213 km-ről 760 km-re. A munkálatok befejeztével a töltésrendszer hossza elérte a 2940 km-t, és így a mai Magyarország területén 16500 km²-nyi terület került ármentesítésre (Vágás 1982, Dunka et al. 1996).

A 19. század végén 20. század elején elvégzett szabályozási és ármentesítési munkák európai viszonylatban is egyedülállónak számítottak, méretükben felülmúltak minden addigi ármentesítési munkálatot. Hatásuk ehhez mérten nagy területet érintett és így erősen befolyásolta a térség természeti és gazdasági folyamatait (Somogyi 2000). Vásárhelyi elsődleges célkitűzése a kanyarulatok átvágásával teljesült, az átlagos esés 3,8 cm/km-ről 5,9 cm/km-re növekedett (Dunka et al. 1996). A megnövekedett esés a munkavégzőképesség növekedéséhez, és így a meder bevágódásához vezetett (Vágás 1982, Fiala és Kiss 2005). A folyó dinamikájának megváltozása a medermintázat változását is magával hozta. A folyó kanyarogva bevágódóvá vált, a kisvízszintek több mint 2 méteres süllyedését okozva (Dunka et al. 1996). A folyó lerövidülése, kanyarulatainak szabályozása utat nyitott a tiszai hajózás előtt, azonban a hajózás biztosításához szükség volt a kisvízi meder rendezésre, hiszen több helyen megszorodtak a sekély gázlók (Iványi 1948). Az 1900-es évek elejére, amikor már a Tisza átmetszések kifejlődtek, több olyan gázló is volt Szolnok és Szeged között, aminek a vízmélysége nem haladta meg a 80-100 cm-t akár 4-5 héten keresztül (Iványi 1948). Ezért az ármentesítések és kanyarulatátvágások befejezése után a kisvízi szabályozási munkálatokat kezdték el az 1900-as évek elejétől, bár a munkák zömét a II. világháború után végezték (Kiss et al. 2008). A medermélységet sarkantyúk kiépítésével biztosították, míg kanyarulatokat több helyen partbiztosításokkal látták el (Iványi 1948, Dunka et al. 1996). Mivel a Tisza mentén az 1970-es árvíz, majd a 2000-es évek árvizei még 0,5-1 métert emeltek az addigi LNV értékén, a XXI. században az egyre növekvő árvízszintek csökkentésére megalkották a Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztését (VTT). A VTT egyik célja a meder vízszállító képességének javításával az árhullámok minél gyorsabban történő elvezetése, valamint több árvízi vésztározó (pl. Cigándi, Tiszaroffi, Hanyi-tiszaszüli, Nagykunsági, Szamos-Kraszna-közi, Beregi) üzembe helyezésével az árvízszintek 1-m-rel való csökkentése. Az első ütemben tervezett tározók 2015-re elkészültek, a jelenlegi megvalósítás alatt lévő ütemben pedig további három árvízi-tározó (Tisza-Túr, Hany-Jászsági, Inérhádi) van építés és beüzemelés alatt².

A szélsőséges vízállású állapotok csökkentése érdekében, és a komplex vízgazdálkodás részeként – főként az öntözési igény kielégítésére – az 1950-es évektől elkezdett kiépülni a tiszai duzzasztó rendszer. 1954-ben üzembe állt a Tiszaújlaki Vízlépcső, melynek elsődleges feladata a gravitációs vízkivételi lehetőség biztosítása a Tiszántúl öntözésére (Lászlóffy 1982). A rendszer következő eleme a Kiskörei Vízlépcső, amely 1973-ban készült el, és a tiszántúli és jászsági vízhasznosítási rendszer egyik kulcspontja, illetve öntöző vizet biztosít a Körösök vidékén a Berettyón és a Hortobágy-Berettyó főcsatornán keresztül. A vízlépcsőhöz tartozó tározó tér (Tisza-tó) mára természetvédelmi és idegenforgalmi szempontból is nagy jelentőséggel bír. Az 1977-ben megépült törökbecsei duzzasztómű a Vajdaság területén teszi lehetővé nagy területek öntözővízzel való ellátottságát, és a Tisza medrének víztározásra történő felhasználását, ami a magyarországi Alsó-Tiszán a kisvízeinek stabilizálását is eredményezi (Lászlóffy 1982). A duzzasztó rendszer hiányzó eleme a csongrádi vízlépcső, amely az Alsó-Tisza-vidék és a Duna-Tisza közti homokhátság számára biztosíthatna öntöző vizet. Tervei már az 1970-es években

² <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=A16K0141.BM&txtreferer=00000001.txt>

elkészültek. Ugyanakkor napjainkban az aszályhajlam növekedésével egyre nagyobb az öntözési igény, valamint hajózási és ivóvíz infrastruktúrában betöltött előnyös szerepe miatt is évről évre felmerül a terv megvalósítása (Lászlóffy 1982, Pálfai 1996).

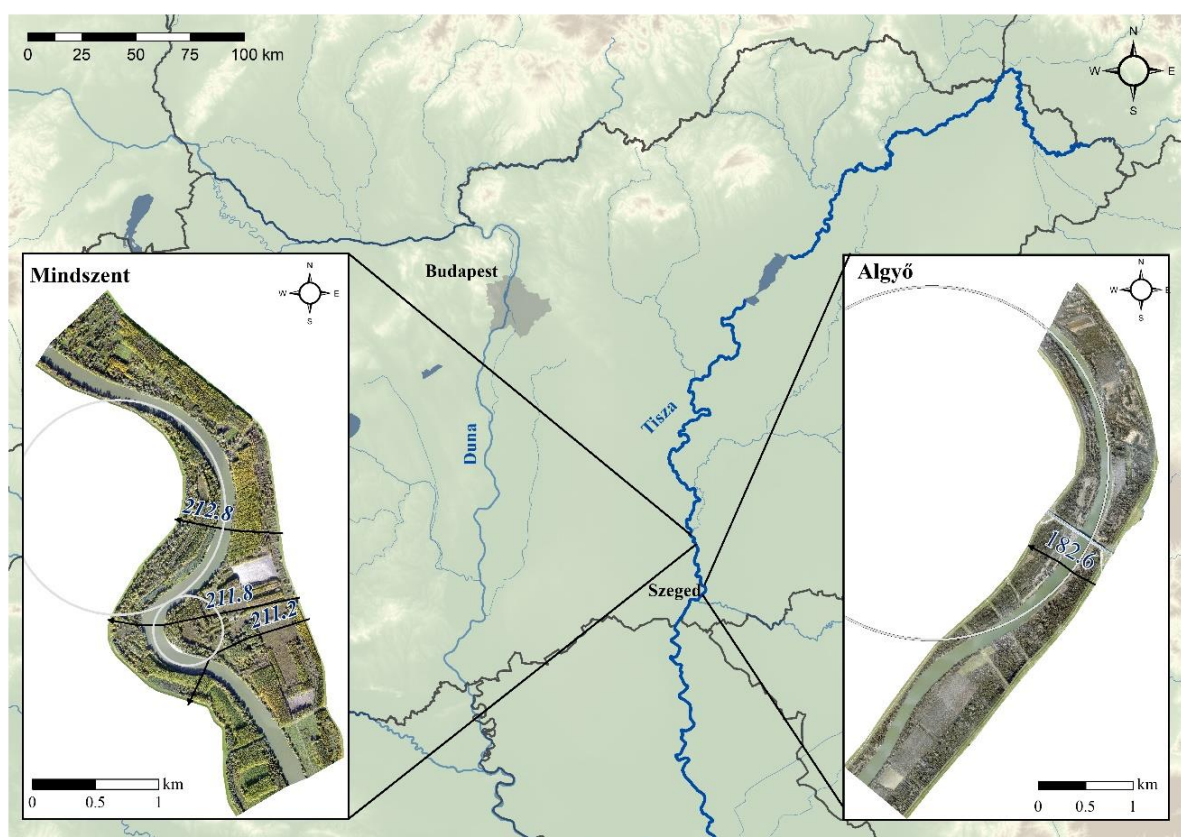
3.3. Mintaterületek bemutatása

Mintaterületeim az Alsó-Tiszán találhatóak. A korábbi kutatások bebizonyították (Amissah et al. 2018 Nagy et al. 2018b), hogy a vizsgált mintaterületek morfológiailag különböznek. A mindszei mintaterület (215 – 210 fkm) az Alsó-Tisza középső szakaszán 238-194 fkm található Ezen a szakaszon a Tiszán több kanyarulat maradt meg a mederszabályozások után, így itt a meder kanyargós (szinusztás: 1,1-2), és a kanyarulatok külső ívét rendre partbiztosításokkal látták el (Amissah et al. 2018 Nagy et al. 2018b). A kanyargós meder miatt a hullámtér szélessége is 560-3200 m között változik, több helyen öblözetek találhatóak. Ezzel szemben az Alsó-Tisza alsó szakaszán az 194-166 fkm (azaz Algyő és az országhatár) között a szabályozások eredményeként a meder enyhén kanyargóssá (szinusztás: 1,1) vált (Amissah et al. 2018 Nagy et al. 2018b).. Emiatt a gátakat is közelebb (380-975 m) és egységesebb távolságra építhették a medertől, amelyen jóval kevesebb partbiztosításra volt szükség. Ezen a két szakaszon választottam ki egy-egy mintaterületet a modellezéshez.

Az északi, kanyargósabb szakaszt (szinusztás: 1,3) reprezentálja a mindszei folyószakasz (215-210 fkm), ahol két különböző morfometriájú kanyarulat található (3.2. ábra). Ezek egyike sincs partbiztosítással ellátva, viszont itt a mederanyag erősen kötött iszap és agyag (Hernes 2015). Az északi, Mindszei melletti kanyarulat (214-212 fkm) tág, nagy görbületi sugárral (850 m) rendelkezik, ugyanakkor itt a meder viszonylag keskeny (150 m). A kanyarulat legsekélyebb részén a meder szélessége 128 m melyhez 64,5 m Bf. méteres medertálmélység társul, ami árvízi elöntés esetén több mint 20 méteres vízoszlopot jelent a mederben. A hullámtér dél felé szélesedik (550 m-ről 800 m-re), de a jobb parti hullámtér keskenyebb (átl. 278 m), mint a bal parti hullámtér (átl. 370 m). A hullámtér átlagmagassága 80-81 m Bf. közötti, legmélyebb pontjai (77,5 m Bf.) a kubikgördrök, míg a legmagasabb (83,4 m Bf.) a kanyarulat külső ívét kísérő folyóhát. A modellezés során a kanyarulatban történő hidrológiai folyamatokat és azok változását a kanyarulat alsó harmadát reprezentáló, 212,8-as fkm-ben felvett szelvény alapján értékelem részletesen.

Ugyanezen mintaterületen, a folyásirányban a következő, 2. (ányási) kanyarulat (212-211 fkm) kis görbületi sugarú (275 m), a meder szélesebb (160-180 m), de az alsó harmadánál a meder összeszűkül 110 méterre. A meder legalacsonyabb pontjának magassága 61,6 m Bf., ami árvízi elöntés esetén több mint 20 méteres vízoszlopot jelent A hullámtér is kiöblösödik ezen a szakaszon (max. 1,1 km), bár két oldala meglehetősen aszimmetrikus, hiszen míg jobb oldali hullámtér átlagosan csupán 250 m széles, addig a balparti hullámtér átlagos szélessége 800 m. A hullámtér magassága hasonló az 1. kanyarulatéhoz (80-81 m Bf.) közötti, a legmélyebb pontokat – hasonlóan az előző kanyarulathoz – a töltés előterében elhelyezkedő kubikgördrök maradványai jelentik (77-78 m Bf.). A lejátszódó folyamatokat a kanyarulat tetőpontjához (211,8 fkm) és alvízi harmadához közel eső (211,2 fkm) szelvényekben fogom részletesen elemezni. A kanyarulatban az 1998-2006 közötti árvizek kapcsán Kiss et al. 2002 illetve Sándor et al (2006) megmérték a frissen lerakódott üledék vastagságát. Megállapították, hogy 2-200 mm üledék rakódott le az árvizek során, és a hordalék mintázata arra is utalt, hogy a szűk kanyarulatot mintegy „levágja” az árvíz, és a kanyarulat mögötti sávban folyik nagyobb sebességgel.

Az Alsó-Tisza déli, kevésbé kanyargós szakaszát reprezentálja az algyői mintaterület (3.2. ábra) az 185-180 fkm között. A mintaterület északi felében egy nagyon tág, 1680 m görbületi sugarú kanyarulat található, amelynek az alsó harmadában lévő szakaszát emeltem ki a részletes elemzéshez (182,6 fkm.). A mintaterület alvízi felében, egy alig kanyargó, csaknem álkanyar található. A kanyarulat legmélyebb pontja (58,2 mBf) a kanyarulat felső ívénel található, ahol az áramlás a partélnak felszül, így a meder ezen szakaszán tetőzések 26,2 m a teljes vízmélység (mederkitöltő vízmélység: 22 m). A kanyarulat alsó harmadában a meder viszonylag széles 170 m, a bal (320 m) és jobb oldali hullámtér (280 m) csaknem szimmetrikus, ezért itt vetem fel azt a szelvényt (182,6 fkm), amelynél a hidrológiai változásokat részletesen elemzem. A hullámtér csaknem egységes szélességű: átlagosan 750 m-széles (max. 900 m), melyből a meder átlagosan 150 m, míg a hullámtér 600 m szélességben húzódik.



3.2. ábra: A mindszenti és az algyői mintaterület

A mintaterületek néhány km-re helyezkednek el egymástól így növényzetük és a növényzetre ható változások és folyamatok megegyeznek (3.2. ábra). A 19. század elejétől kezdve a folyószabályozások befejeződése után a vizenyős területeket rétek, legelők váltották fel, majd fokozatosan nőtt a szántók aránya az 1970-es évekig. Az 1970-es évektől kezdve intenzív erődtelepítések indultak meg az Alsó Tiszán és így a vizsgált mintaterületeken is. A 2010-es évek végére az alsó-tiszai hullámterek 73%-át borította ártéri és ültetett erdő (Nagy 2020). Az ártéri erdőkben az fűzesek dominálnak, ugyanakkor a fehér nyárasok szigetszerűen több helyen megjelennek. Az ültetett erdők a mintaterületeken nemes nyárasokat jelentenek melyek között megtalálhatóak friss telepítések és több évtizedes

ültetvények is. Az egykori szántóföldeket és rét, legelőnek használt területek egy részét nem erdősítették be és a parlaggá vált területeken gyors ütemben kezdetek el terjedni az invazív fajok, főként a gyalogakác (Botta Dukát 2004). Mára a gyalogakác az ártéri ültetett erdőkben is jelen van változó arányban és sűrűségben (Nagy 2020).

4. Vizsgálati módszerek

Kutatásom során a növényzeti kategóriák lehatárolását egy döntési fa alapú osztályozó algoritmussal végeztem el, majd a lehatárolt növényzeti kategóriákban a növényzeti sűrűség meghatározását a visszaverődési arányok elemzésével készítettem el az NRD módszerrel alkalmazásával. A növényzeti sűrűség vízállásra és vízsebességre kifejtett viszonyait a különböző morfológiájú kanyarulatokban HEC-RAS 2D hidrodinamikai szoftverben modelleztem a 2006-os rekord magas vízszintet elérő árhullámra vonatkozóan. A 2006-os árhullámra kalibrált modellt a 2000-es árhullámra validáltam a vízállások alapján, míg a vízsebességek validációját a 2006-os árvíz során a hullámtér különböző pontjain mért vízsebesség adatok (Sándor 2011) alapján végeztem el.

4.1. Az adatok forrása és pontossága

A LiDAR adatok tulajdonosa az Alsó-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság. A kutatáshoz felhasznált pontfelhő légi LiDAR felméréssel készült 2015 márciusában, kisvízes állapotban (Algyőn a vízállás: 110 cm). Mivel a felvétel kora tavasszal, lombmentes időszakban készült, így a fák ágszerkezete jól látható a felvételeken és a lombzat nem akadályozta az aljnövényzetre és a terepre az impulzusok lejutását. A LiDAR felméréssel egyidőben 10 cm felbontású ortofotó is készült. A felmérés a teljes Tisza hullámteret érintette, és az eredménytermékeket a pontfelhő, az ortofotó és a pontfelhőből készült domborzatmodell jelentette.

A felmért pontfelhőben legalacsonyabb pontokat a folyó vízszintjében lévő felszín jelenti, míg a legmagasabbak a 30-35 m magas fák lombkoronájának tetejét jelzik. A LiDAR működési elvéből adódóan az erősen vizenyős területről és a nyílt vízfelszínéről nem érkezik visszaverődés. Ezeket a területeket leszűrve az átlagos pontsűrűség a mintaterületeken 9 pont/m², ami elégséges a vizsgálatokhoz, hiszen az erdőterületek elemzéséhez minimum 4 pont/m² pontsűrűsége van szükség Laes et al. (2008) szerint. A vizenyős területeken kívül a vizsgált területek csupán 3%-a nem tett eleget ennek a feltételnek, ami tehát nem rontotta az elemzés megvalósíthatóságát és minőségét.

Bár a domborzatmodell térbeli pontossága kis mértékben térben változott, azonban általánosságban elmondható, hogy 10 cm alatt maradt az abszolút pontosság, amit több pontban (20) elvégzett ellenőrző RTK GPS mérések is visszaigazoltak. A felmérés során az algyői olajmező közelében lévő hullámteret nem tartalmazta az eredményfájl, többek között ezért is lett a mintaterület két részre, egy mindsenti és egy algyői részre bontva.

A 0,5 m térbeli felbontású digitális domborzatmodell az ATIVIZIG által végzett 2017-es Tisza felmérés (50-100 méterenként felvett) meder keresztszelvényeivel lett kiegészítve. A meder felvétel adatait és a LiDAR adatokat a GDi Hungary Kft. egyesítette, és a végeredmény egy 1*1 m felbontású DDM-lelt, amely a meder és a hullámtér adatait is tartalmazta. Ez az eredménytermék jelentette a hidrológiai modellezés geometriai alapját. A modellezések bemeneti vízhozam és vízállás adataként a Közép-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság által a 2006-os illetve 2000-es árhullámra kalibrált modelleket használtam fel

melyek pontossága ± 5 cm adódott a mindszei és algyői vízmércék esetében az árhullámok csúcsán.

4.2. A növényzeti kategóriák döntési fán alapuló meghatározása

A LiDAR elemzések elkészítéséhez a Fusion 3.8 és az ArcMap 10.6.1 szoftvereket használtam, az osztályozó algoritmust – döntési fát – pedig Python program nyelven a scikit-learn (0.22.1) könyvtár (Pedreagosa et al. 2011) felhasználásával írtam meg. A döntési fa alapján, a teljes mintaterületen meghatároztam az egyes pixelek növényzeti típusát, majd terepi mérések alapján validáltam az eredményeket.

4.2.1. Az adatok előkészítése az elemzésekhez

Az előkészítési fázisban a .flt formátumban lévő domborzat modellt .dtm formátumra alakítottam át, hogy a Fusion programban a további számításokhoz tudjam használni. Ehhez először ArcMap szoftver segítségével a domborzatmodellt a *RasterToAscii* eszközzel .ascii formátumra alakítottam, majd a Fusion programban az *ASCII2DTM* paranccsal .dtm formátumra konvertáltam. A következő lépésben LiDAR adatokat tartalmazó .las fájlokban tárolt pontfelhő minőségi ellenőrzését végeztem el, a kiugró értékek és a visszaverődések számának elemzése alapján. A műveletet a Fusion programban a *Catalog* paranccsal végeztem el. A szoftver eredményként minden .las fájlról elkészített egy jelentést, amely a pontok számát, a minimum és maximum magasság értéket, valamint a visszaverődések sűrűségét (db/pixel) tartalmazza. A kiugró értékeket a *FilterData* paranccsal töröltem a pontfelhőből. Kiugró adatnak azon pontokat tekintettem, amelyek 100*100 méteres cellafelbontásban a kiszámolt átlagmagasság értéktől negatív vagy pozitív irányba a szórás értékének tízszeresénél nagyobb értékben tértek el.

4.2.2. A térbeli felbontás meghatározása

A felbontás megválasztása fontos kérdés mivel, ha túl alacsony értéket választunk, akkor a pontfelhő túlságosan fel lesz darabolva és az egyes növénytípusokra jellemző paraméterek nem fognak elkülönülni. Azonban minél nagyobb térbeli felbontást választunk, annál kisebb térbeli változékonyságot lehet kimutatni, és annál nagyobb esély van az osztályok keveredésére. Laes et al. (2008) a térbeli felbontás megválasztásához a mintaterületen lévő átlagos lombkorona átmérőt ajánlják. Ezért választottam ki a 15x15 m felbontás értéket. Ez azt jelenti, hogy a LiDAR pontfelhőt 15x15 m alapterületű cellákra bontottam, amelyek magassága a cellában lévő legmagasabb pont magasságával egyezik meg.

4.2.3. Tanulóterületek kijelölése és a növényzeti típusok definíciója

A tanulóterületek kijelölésének első lépéseként meghatároztam az azonosítandó növényzeti típusokat: nyílt felszín, gyalogakácos bozót, fiatal nemes nyáras, nemes nyáras, ártéri füzes és fehér nyáras. A kategóriák előzetes meghatározását korábbi terepi bejárásaink és Magyarország Erdészeti Webtérképe³ alapján végeztem. Terepi bejárások és a rendelkezésre álló ortofotó alapján homogén növényzetű, 15x15 m pixelméretű tanulóterületeket jelöltem ki minden osztályhoz kapcsolódóan (osztályonként 40-50 darabot)

³ <https://erdoterkep.nebih.gov.hu/>

az algoritmus számára. A tanulóterületek kijelölése során törekedtem arra, hogy a lehető legtisztábban válasszam ki a betanításra a pixeleket, azaz a kiválasztott 15x15 m cella homogén legyen felszínfedettség szempontjából, azaz peremhatástól mentes. A homogén cellák kiválasztásában segítségemre volt az ortofotó valamint a pontfelhő, amelyek alapján ellenőrizhető a növényzeti folt jellege, a cellák (növényzet) magassági értéke, valamint a növényzetet reprezentáló pontfelhő alakja. A különböző növényzetű cellákra eltérő ponteloszlások és így eltérő statisztikai paraméterek a jellemzők, melyek jó kiindulási alapot nyújtottak a további munkához.

A nyílt felszín típusába az alacsony fűvű és lágyszárúakkal borított területek, illetve a csupasz felszínek (pl. szántó) tartoznak. Gyepek a mintaterületen nagyrészt az árvízvédelmi töltések lábánál fordulnak elő. Mivel a LiDAR felvétel kora tavasszal készült, ezért a visszaverődő pontok gyakorlatilag a felszínnel egyeznek meg, így gyepek felszíntől számított növényzeti magassága 0 m körüli. A gyalogakáros területeken a sűrű növényzet pontfelhője 1-6 m közötti magasságra koncentrálódik, a lombkorona teteje csaknem homogén, és a pontok sűrű rétegben helyezkednek el. Az ártéri füzesekre a 16-20 méteres magasság a jellemző, az ortofotón pedig a barnás-narancssárgás árnyalatok jelzik a hamarosan rügyező fűzfákat. A nemes nyárasokat egyenlő sorközben telepítik, így a sorközök miatt megfigyelhető volt ezeken területeken az első visszaverődések szórásának megnövekedése (azaz sok olyan pont volt, ami vagy a nyárfák közötti felszínről verődött vissza, vagy a lombkorona tetejéről). A LiDAR pontfelhőn jól látható gyér ágszerkezetük (gyakorlatilag a törzs közvetlen közelében lévő pontok), míg az ortofotón homogén lombkoronájuk árulkodó. A nemes nyárasokon belül elkülönítettük a fiatal nemes nyáras ültetvényeket, amelyekre az alacsony magasság (<5,6 m), fejletlen ágszerkezet és nagy sortávolság a jellemző. Ezen kategóriába esnek azok a pixelek is, amelyek egyedülálló alacsony fákat vagy bokrokat reprezentálnak. A fehér nyárasok általában a füzesek közé ékelődnek be elsősorban, kis egyedszámmal. A fehérynár fehér-szürkés árnyalatokkal és nagyon jellegzetes ágszerkezettel jelenik meg az ortofotón és a LiDAR pontfelhőn is.

4.2.4. Növényzeti típusok statisztikai paramétereinek kiszámítása a LiDAR pontfelhő alapján

A következő lépésben a növényzetet reprezentáló pontfelhő leíró statisztikai paramétereit számítottam ki 15x15 m felbontásban (cellákban), a Fusion program *GridMetrics* eszközének segítségével. A bemenő fedvényeket a szűrt pontfelhő és a .dtm formátumú domborzat jelentette. A programban lehetőség van egy *heightbreak*, azaz magassági töréspont beállítására is, amely alapján a szoftver újraszámítja a cellákban (néhány paraméter esetében) a statisztikai változó értékét (pl. első visszaverődések aránya és első visszaverődések aránya egy általunk megadott magassági töréspont fölött). Az erdők osztályozásához jelen esetben 5 m értéket választottam, elsősorban azért, mert ebben a magasságban különül el az aljnövényzet a lombkorona szinttől, és célom az, hogy az erdőtípusokat úgy különítsem el, hogy az osztályozást a gyalogakác ne befolyásolja. Az eredményfájlban .csv formátumban tároltam el az eredményül kapott pixelekre vonatkozó statisztikai adatokat. A program a pontfelhő adatokból 55 statisztikai változót számolt ki. A disszertációban nem részletezem az összes változót, a következőkben csak azokat mutatom be részletesen, amelyeket a terület növényzeti típusainak elkülönítéséhez megalkotott döntési fához használtam fel.

A *lombkorona relief-arány* (canopy relief ratio; CRR) számítása során a pixel pontjainak átlag és a legkisebb magassági értékeinek a különbségét osztottam el a legnagyobb és minimum magasság különbségével $[(\text{átlag}-\text{min})/(\text{max}-\text{min})]$ McGaughey

(2018) alapján. Tehát minél nagyobb a magasságkülönbség az átlag és a maximum értéke között, annál kisebb a CRR értéke. Ez a paraméter utal a lombkorona terebélyességére, hiszen minél magasabb és szélesebb a lombkorona, annál közelebb kerül egymáshoz az átlag és a maximum értéke. A mintaterületen az idős, tagolt lombkoronájú fehér nyárasokra 0,2-0,3 körüli CRR értékek a jellemzőek, míg a fiatal, sudár lombkoronájú nemes nyárasok alig érik el a 0,03-0,04 értéket. A nyílt felszínek és a rövidfüvű gyepek esetében a legnagyobbak az értékek (0,4-0,5), hiszen az átlag és a maximum magasság szinte megegyezik ezen osztály esetében.

A cellák *magassági értékeinek szórását* (Elev_stddev) a cellákban lévő összes pont szórásának kiszámolásával kapjuk meg. A szórás utal a cella pontjainak magassági diverzitására, azaz a lombkorona vertikális tagoltságára és sűrűségére: minél laposabb és adott szinten tömöttebb a lombkorona, annál homogénebb a pontok eloszlása a cellában, tehát annál kisebb szórásértéket kapunk. A mintaterületen a nyílt felszínek esetében, amikor szinte minden pont a terepet vagy a gyept reprezentálja, a szórás értéke 0,03 m-nek adódott, míg az ártéri füzesek esetében a szórás értéke két nagyságrenddel nagyobb (3-4 m). A legnagyobb szórás értékek (8-10 m) a kiterjedt lombkoronájú fehér nyárasokra jellemzőek.

A cella *magassági értékének 99%-a* (Elev_P99) azt jelenti, hogy hol van az a magassági érték, ahol a cellát reprezentáló pontok aránya a földfelszíntől számítva eléri a 99%-ot. Kiszámítása során az adott cellába tartozó pontfelhő magassági értékeit sorba rendezzük és kiválasztjuk a 99%-hoz tartozó magasság értéket, ami közel a maximumot jelenti. A mintaterületen például az ártéri füzesekre jellemző értéket (~15 m) jelentősen meghaladja a foltszerűen megjelenő fehér nyárasok átlagos értéke (~25 m).

A cella *magassági értékének 95%-a* (Elev_P95): a változó értékét a 95%-os percentilishoz tartozó magassági érték jelenti. Kiszámítása során a magasságértékeket sorba rendeztem és kiválasztottam a 95%-hoz tartozó magasság értéket.

A cella magassági pontjainak *eloszlásgörbájének ferdesége* (Elev_skewness) a cellában lévő pontok magasságát reprezentáló eloszlási görbe szimmetriáját adja meg. Szimmetrikus eloszlásnak tekintjük például a standard normál eloszlást, amelynek a ferdesége nulla. A ponteloszlás ferdeségét (aszimmetriáját) legnagyobb mértékben a kiugró értékek határozzák meg. Ha a kiugró értékek az alacsony értéktartományban vannak, akkor a ferdeség értéke negatív lesz, míg, ha a magas értéktartományba tartoznak a ponteloszlás szélső értékei, akkor a ferdeség értéke pozitív lesz. A mintaterületen magas értékű (4-6) pozitív ferdeség jellemző a fiatal nemes nyárasokra és a sudár, vékony fákra: esetükben a lombkorona nem záródott tökéletesen, így a felszínről is nagy számban verődnek vissza pontok és a fák csúcsajtásairól visszaverődő adat is kiugró értéknek fog számítani. A nyílt felszínek esetében a ferdeség értéke alacsony (0,1-0,4), hiszen nem jelentkeznek kiugró pontok, a visszaverődések az egyenletes felszínt adják vissza.

4.2.5. A döntési fa létrehozása

A kiválasztott tanulóterületek statisztikai paramétereit .csv formátumban mentettem el, amelyben megadtam a növényzeti típusok neveit és a kiszámolt statisztikai paraméterek (55) neveit is. A következő lépésben a döntési fa algoritmust parametrizáltam. A döntési fák az elemek, esetünkben a cellák attribútumain alapuló döntések sorozatával osztályoznak. Az attribútumok kiválasztása és az elválasztó érték meghatározása egy kiválasztott számítási algoritmus alapján történik. A szétválasztás célja, hogy a legtisztább, leghomogénebb osztályokat kapjuk. Az általam használt döntési fa a Gini-index alapján határozza meg az elválasztó értékeket, mert ez gyorsabban futtatható, mint az entrópia alapú számítás, ráadásul nincs jelentős különbség az osztályozás pontosságát tekintve. A Gini-index azt mutatja meg,

milyen valószínűséggel rakunk egy populációból véletlen kiválasztott elemet helytelen osztályba (Grabmeier és Lambe 2007, Bodon 2009). Amennyiben értéke nulla, az azt jelenti, hogy a kritérium teljesen "tisztán" elválasztotta a létre jövő osztályt a teljes populációtól, míg az 1,0-es érték egy teljes mértékben diverz osztályt jelent.

A döntési fa paramétereinek beállítását automatizáltan végeztem el a GridsearchCV modul segítségével, figyelembe véve a (1) döntési fa maximális mélységét; (2) a döntési fa leveleinek minimális elemszámát; és a (3) döntési fa leveleinek további felosztását meghatározó minimális elemszámot. A döntési fa maximális mélysége azt adja meg, hogy hány szintből álljon a döntési fa. A döntési fa leveleinek minimális elemszáma azt szabályozza, hogy hány elem maradhat minimálisan a döntési fa levelein, a felosztásra vonatkozó minimális elemszám pedig azt határozza meg, hogy mi az a minimális elemszám, ami még a levél további osztályozását vonja maga után. Az ideális paraméterek kiválasztásához minden változónak megadtam egy értékintervallumot (maximális mélység 1–10, minimális elemszám 2–10, minimális felosztási érték 2–20), és ezen intervallumokból került ki az a paraméter együttes, ami a legpontosabb döntési fát hozta létre a tesztadatokra vonatkozóan.

Az algoritmus pontosságának ellenőrzésére egy kereszt-validációs technikát alkalmaztam, melyet széleskörűen használnak a gépi tanulós problémák megoldásában (Bengio és Grandvalet 2004, Gomez et al. 2022). Többfajta keresztvalidációs technika is létezik, az általam használt tízszeres kereszt-validálás (10-fold crossvalidation) módszer lényege, hogy felosztjuk a tanulóterületeket reprezentáló adatsort 10 részre, majd az algoritmus az egyik részt félre teszi a validációra. A kereszt-validálás 10 ilyen iteráció után fejeződik be, ahol minden létre jövő (10 elemű) adatsor-részlet pontosan egyszer validációs adathalmazként lesz felhasználva (Bengio és Grandvalet 2004). A pontosság becslésére 10 db eredmény átlagolása után kerül sor. A módszer előnye, hogy az adathalmaz minden pontja fel lesz használva tanításra és validációra is. A módszer hátránya, hogy számításigényes, hiszen jelen esetben 10-szeres tanítást végeztem. Ezt a módszert kiegészítésként használtam a terepi validáció mellett. Az osztályozás pontosságát kategóriákra lebontva a terepi felmérés adta meg.

A létre jövő osztályozás pontosságát az adja meg, hogy a teszt adatsor hány százalékát sikerült jó osztályba tenni, ugyanakkor a számérték önmagában nem adja meg, hogy mennyire sikerült hatékony osztályozást létrehozni. A döntési fa algoritmus alkalmazásánál kétfajta módszertani hiba követhető el. Az egyik, hogy létre jövő döntési szabályok nem szűrik le elég tisztán az osztályokat és alacsony lesz a döntési fa osztályozási pontossága (underfit). Amennyiben nagy adatmennyiséggel és sok változóval rendelkezünk, ez a ritkább eset. Sokkal gyakrabban előfordul, hogy a döntési fa „tútanul” (overfit), és olyan szabályokat hoz létre, melyek egyedileg csak a teszt adatsor néhány elemére igazak. Ebben az esetben a pontosság nagyon magas lesz (>95%), ugyanakkor fa nem lesz hatékonyan alkalmazható más adatsorokon (Schaffer 1993).

A paraméterek kiválasztásnak automatizálása és a tízszeres kereszt-validálás használata is arra irányul, hogy azt a döntési fát találjam meg, amely a „tútanulás”-ból és a pontatlanságból adódó hibákat a lehető legjobban kiküszöböli. A futtatások vizsgálata során látható volt, hogy a fa maximális mélysége az a paraméter, ami a legnagyobb hatással van a döntési fa működésére. Az eredmények azt mutatták, hogy ha a döntési fa mélysége nagyobb lesz, mint 4, a pontosság már nem javul jelentősen, azonban a „tútanulás” kockázata jelentős lesz. Ezért a vizsgálat során a döntési fa mélységét 4-ben határoztam meg. A minimális elemszámra és a minimális felosztási elemszámra vonatkozó paraméterek estében a futtatás során kapott 2-es értéket használtam. A tanulóterületre az általam létrehozott döntési fa pontossága a tízszeres kereszt-validálás alapján 92%.

4.2.6. A döntési fa kiterjesztése és validációja

A döntési fát követve növényzeti kategóriákba soroltam az algyői és Mindszenti mintaterületet reprezentáló pixeleket (sklearn.fit). Az osztályozás eredményességét terepi mérésekkel ellenőriztem 2019 telén. A terepi validációhoz DJI Phantom III Pro drónnal készített légifotókat használtam fel. A fotókat 30-60 m magasságból készítettem el ortogonális pozícióból (90°-kal megdöntött kameraállásból). A drónos fotók mellett a terepen is készítettem felvételeket a növényzeti kategória meghatározáshoz. A képek alapján és a terepbejárásakor meghatároztam a cellák növényzeti típusát. Összesen 72 ponton készítettem képeket a mintaterületen, törekedve arra, hogy osztályonként egyenlő legyen a kontrollpontok száma, bár az osztályok egyenlőtlen területi aránya ezt megnehezítette. A nyílt felszínekben, gyalogakácosokban és fehér nyárasokban 12-12 felvételezési pont volt, míg a nemes nyárasokban 11. A fiatal nemes nyárasok kis területe miatt csak 6 ponton tudtam felvételeket készíteni a mintaterületen, míg az ártéri füzesek nagy kiterjedése miatt 19 felvételezési pontot rögzítettem. Meg kell jegyezni, hogy az egyenlőtlen kontrollpont szám a fiatal nemes nyárasok esetében a pontosság túlbecslését eredményezheti. A képek készítésének koordinátáit kinyertem, majd a döntési fa által létrehozott növényzeti kategória térképről kiolvastam a ponthoz tartozó növényzeti típust. A cellák automatizált módon meghatározott növényzeti kategóriáját összevettem a légifotók és a terepbejárás alapján meghatározott vegetáció típusal. Az összehasonlítás eredményeit egy keveredési mátrixban (confusion matrix) foglaltam össze. A mátrixban lévő sorok és oszlopok száma megegyezik az osztályok számával. A főátlóban található a helyesen osztályozott pontok aránya, míg az adott sor x-edik eleme adja meg azoknak a pontoknak az arányát, amelyeket az osztályozó algoritmus helytelenül osztályoz (4.1. táblázat).

4.1. táblázat: A validációs keveredési mátrix

		Döntési fa alapján					
Terepbejárás alapján	/	nyílt felszín/gyep	ártéri füzes	gyalogakác, bozót	fehér nyáras	fiatal nemes nyáras	nemes nyáras
	nyílt felszín/gyep	0,75	0,00	0,08	0,00	0,17	0,00
	ártéri füzes	0,00	0,84	0,05	0,05	0,00	0,05
	gyalogakác, bozót	0,00	0,08	0,92	0,00	0,00	0,00
	fehér nyáras	0,00	0,00	0,00	0,83	0,08	0,08
	fiatal nemes nyáras	0,00	0,00	0,17	0,00	0,83	0,00
	nemes nyáras	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,82

4.3. Növényzetsűrűség meghatározása

A LiDAR adatok részletes elemzése lehetőséget nyújt arra, hogy egységes számítási módszer alapján képet kapjunk az aljnövényzet sűrűségéről nagy területen. A növényzeti sűrűség kiszámításához különböző magassági zónákban, méterenként kiszámítottam a visszaverődések arányát, melyből az NRD módszerrel a növényzeti sűrűségre következtettem a vizsgálat magassági zónákban a terepi tapasztalatok és a szakirodalom alapján.

4.3.1. A növényzetsűrűség kiszámítása

A LiDAR adatok feldolgozáshoz szükséges lépéseket (formátumok konvertálása, adatok minőség ellenőrzése) már elvégeztem a növényzeti kategóriák osztályozásához kapcsolódóan (ld. 4.2.1. és 4.2.2. fejezetek), így a növényzetsűrűség meghatározásához is ezeket az eredménytermékeket (pontfelhő, domborzatmodell) használtam fel. A következő lépésben a pontfelhő visszaverődési arányait számítottam ki különböző magassági zónákban méterenként, 15x15 m felbontásban a Fusion program *DensityMetrics* funkcióval, a bemenő adatokat a domborzatmodell és a pontfelhő jelentette. A különböző magassági zónák (pl. 1-2 m, 2-3 m) visszaverődési arányai jelentették a sűrűség számítás alapját. A sűrűség kiszámításhoz az NRD módszert alkalmaztam (Seielstad és Queen, 2003; Goodwin et al., 2007, Skowronski et al., 2007). A módszer alkalmazása során a vizsgált növényzeti zónából visszaverődő pontok számát elosztottam az adott növényzeti zónából érkező és az alatta lévő visszaverődések összességével. A számításokat méterenként végeztem el, de vizsgálataim során csak a felszín feletti 1-5 méteres zónát elemeztem részletesen, mivel egy árvízi elöntés esetén a mintaterületeken ebben a magassági zónában kritikus a növényzeti sűrűség áramlási sebességekre kifejtett hatása.

A növényzet sűrűségét a teljes mintaterületen kiszámítottam, a kapott eredményeket felszínfedettségi kategóriánként tovább elemeztem. Minden felszínfedettségi osztályban méterenként kiszámítottam az NRD sűrűség érték mediánját (Dv_{50}), mivel ez a paraméter az átlagnál kevésbé érzékeny a vegyes pixelekből és az osztályozási hibákból adódó kiugró értékekre; továbbá kiszámítottam felszínfedettségi kategóriánként a felső (Dv_{10}) és alsó tizedbe eső értékek (Dv_{90}) mediánját is, hogy bemutassam a kategóriákon belüli szélsőértékeket.

4.3.2. A növényzetsűrűségi kategóriák meghatározása

A növényzeti sűrűségi kategóriák meghatározásához elkészítettem a sűrűség adatok (NRD) eloszlásvizsgálatát. Ennek első lépéseként hisztogramon jelenítettem meg a sűrűség értékeket és a hozzájuk tartozó gyakoriság értékét. A hisztogram adatiból jól látszódott, hogy az eloszlásnak egy csúcsa van, és erősen el van tolódva (a 0,1-nél alacsonyabb értékek irányába). Az ilyen erősen "ferde" (skewed) és egy csúccsal rendelkező eloszlásokat a szakirodalom alapján (Francisci 2014, Li és Shan 2022) a geometria eloszlást követő osztályhatárokkal lehet a leghatékonyabban kategóriákba sorolni. A geometria eloszlás alapú osztályhatárok meghatározása során az osztályhatárok egy geometria sorozatot követnek, mely a lehető legegyszerűbben osztja szét az adatokat a meghatározott számú kategóriákban. Az eloszlásgörbék és a mindsenti illetve algyői területen szerzett terepi tapasztalatok alapján az osztályhatárok az adatsor maximum értékének 1, 2, 4 és 16%-os értékeinél keletkeztek, ami alapján az 4.2. táblázatban levő sűrűség osztályok jöttek létre.

4.2. táblázat: A növényzetsűrűségi kategóriákhoz tartozó osztályhatárok

növényzetsűrűségi kategória	osztályhatárok (maximum érték %-a)
nincs aljnövényzet	0 — 1,0
gyér	1,01 — 2,0
közepes	2,01 — 4,0
sűrű	4,01 — 16,0
nagyon sűrű	> 16

4.4. A növényzeti sűrűségviszonyok árhullámokra kifejtett hatásnak modellezése

A növényzeti sűrűségviszonyok hidrodinamikai modellezéshez HEC-RAS 2D modellt használtam, melyet a 2006-os árhullámra kalibráltam és a 2000-es árhullámmal validáltam a vízszintekre vonatkozóan, a vízsebességeket pedig Sándor (2011) mérései alapján validáltam a 2006-os árhullámra. A HEC-RAS program alkalmazása az utóbbi években általános gyakorlattá vált a folyómenti beavatkozások hidrodinamikai modellvizsgálata, számos töltés-áthelyezés, hídépítés illetve hullámtér rehabilitáció hidrodinamikai vizsgálata történt meg a segítségével (Sági 2015, Vizi és Právetz 2020). A modellezés során a növényzetsűrűség vízszintekre és vízsebességre kifejtett hatásának vizsgálata volt a cél ez eredmények validálása mellett.

4.4.1. A modell geometriai adatai

A modell felépítse a geometria adatok beépítésével (domborzat, érdesség, és műtárgyak), a hidrológia hatérfeltételek megadásával (vízállás és vízhozam), a kalibrációs futtatások elvégzésével és a validációjából áll össze. A modell geometria alapjául szolgáló domborzatmodell tartalmazta a hullámtér és a meder adatait. A végső eredménytermék térbeli felbontása 1*1 m. A geometria felépítésben a 2D számítási rácsháló felbontása kulcsfontosságú a modell stabilitása és a hidrológiai folyamatok részletességének vizsgálatának szempontjából. Ezen megfontolásokat figyelembe véve és tesztfuttatások alapján 10*10 m számítási rácshálót határoztam meg a mintaterületekre.

A Manning-féle érdességi együtthatók helyes megadása rendkívül fontos a vizsgálat pontossága szempontjából, hiszen ezáltal jellemezhető a hullámtér illetve a meder vízszállító képessége a hidrodinamikai modellezés során. Az érdességek értékei rendkívül változatosak lehetnek, és nagymértékben függenek különböző környezeti tényezőktől, például a mederanyagtól, a mederfelszíntől, a meder növényzettől, a meder vonalvezetésétől illetve a leülepedett és lebegő hordalék mennyiségétől és minőségétől. A hullámtér növényzete is jelentős befolyásoló tényező, továbbá a műtárgyak (hidak, töltések) is hatással vannak az érdességre (Chow 1959). A modellezés során az alapváltozatán kívül 3 modellváltozatot hoztam létre a növényzet sűrűség hatásának kimutatása érdekében. A növényzetsűrűség térbeliségét a 4.3.1 és 4.3.2 fejezetben ismertetett módszertannal az 1-5 m növényzeti zónára határozta meg. A különböző növényzetsűrűségi kategóriákhoz az érdesség tényező értékeit a szakirodalom (Chow 1959, Sándor 2011, Sági 2015, Nagy 2020, Vizi és Právetz 2020) és a terepbejárások alapján határoztam meg. A modellezések során az alábbi modellváltozatokat hoztam létre a hullámtér növényzeti viszonyainak árhullámokra kifejtett hatásának vizsgálatához:

Az alap szcenárió (**Sz_jelenlegi**) a hullámtéri növényzet jelenlegi állapotának felel meg, így tartalmazza a LiDAR adatok alapján térbelileg kijelölt és a szakirodalmi adatok

alapján meghatározott érdesség értékeket (meder $n=0,025$, nyílt felszín $0,02$, gyér növényzet $n=0,04$, közepesen sűrű $n=0,08$, sűrű $n=0,016$, nagyon sűrű $= 0,2$).

Ezen kívül három hipotetikus futtatást is végeztem (4.3. táblázat), amelyekben a hullámtéri érdességet változtattam meg:

A legkisebb érdességű, alacsony fűvű gyepvel borított hullámteret bemutató scenárió esetén (**Sz_rét**) a teljes hullámtéren a Manning érdességi együttható $n= 0.06$. Ez a scenárió egy valóságtól jelentősen eltérő állapotot jelent, amely közelít a szabályozások előtti állapotokhoz: hiszen az I. katonai térkép szerint mindkét mintaterület mocsaras vagy vízenyős réttel borított volt.

Ebben a scenárióban (**Sz_karbantartott**) azt modelleztem, hogy mi történne akkor, ha a hullámtéren a jelenlegi sűrű ($n=0,16$) és nagyon sűrű ($n=0,2$) aljnövényzettel rendelkező, főként invazív fajokkal benőtt társulások helyett, karbantartott aljnövényzetű erdők ($n=0,08$) lenének. Ez a változat jelentheti a legészszerűbb kompromisszumot, hiszen azt feltételezi, hogy az özönfajok arányát mesterségesen csökkentik a már meglévő hullámtéri erdőkben, amelyek aránya mára eléri a 80%-ot.

A legkevesbé kívánatos változásokat bemutató scenárióban (**Sz_invazív**) a mai állapotokhoz képest a helyzet tovább romlana az invazív fajok további terjeszkedése, a szántók feladása és a gondozatlan erdők miatt. Így a nagyon sűrű aljnövényzetű foltok ($n=0,2$) váltanak fel a sűrű ($n=0,16$), közepes ($n=0,08$) és a gyér ($n=0,04$) aljnövényzetű foltokat.

4.4.2. A modell hidrológiai peremfeltételei

A modellezés a 2006-os árvíz április 5-től május 5-ig tartó időszakát fedte le, mivel utoljára ekkor került teljes elöntésre a hullámtér. Ráadásul a legmagasabb vízszint csaknem a gátak tetejéig ért (vízborítottság átlagosan 5-6 m), így ez az időszak volt a legideálisabb a hullámtéri növényzet lefolyásra kifejtett hatásának vizsgálatára. A kiválasztott mindszei és algyői mintaterületen nem állt rendelkezésre vízhozam adat a határfeltétel szelvényében, így a KÖTIVIZIG által a 2006-os árhullámra kalibrált (± 5 cm) és a 2000-es árhullámra validált modell vízállás és vízhozam adatait használtam fel. A felső peremfeltételt vízhozamként, míg az alsó peremfeltételt vízállásként adtam meg. Mivel a modell output adatai közül a kutatás céljainak megfelelően a mintaterületen kialakult sebességviszonyok voltak a legfontosabbak, így a Diffusion Wave (Hec-RAS User Manual 2021) megoldó algoritmus helyett (amely egy egyszerűsített megoldó képlet a gyorsabb és stabilabb futás érdekében) a teljes egyenletet tartalmazó SW Momentum algoritmust használtam, amely képes a bonyolultabb áramlási viszonyok modellezésére megnövekedett számítási kapacitás mellett.

4.3. táblázat: A hullámtéri növényzet jellemzői a különböző modellváltozatokban

modellváltozatok	a hullámtér növényzetének fő jellemzői	Példa a mindszei minterületről
Sz_jelenlegi	A növényzet felmeréskori (2015) állapota.	
Sz_rét	A hullámtér alacsony fűvű rétek borítják (szabályozások előtti állapot).	
Sz_karbantartott	A hullámtéri erdőket folyamatosan karbantartanak, az erdőkből az invazív fajok (pl. süntők, gyalogakác) folyamatos irtásával, illetve a gyalogakácos bozótok felszámolására kerülnek.	
Sz_invazív	Gyalogakácosok, süntökkel és vadszőlővel befutott cserjék további térnyerése az erdők aljnövényzetében, a felhagyott parlagokon.	

4.4.3. A modell kalibrálása

A kalibráció során a 2D áramlásmodellek a 2006. évi árvízre kerületek bearányosításra a vízrajzi adatok, valamint az aljnövényzet térbeli eloszlása alapján, melyet a 4.3.1 – 4.3.2 fejezetek alapján a LiDAR adatokból származtattam. A modellek kalibrációja a 2006. évi árvíz tetőzésekor érvényes, a töltéseken végzett vízszintrögzítés adatai alapján készült. A futtatások során a vízszintrögzítési pontokban rögzített és a modell által számított

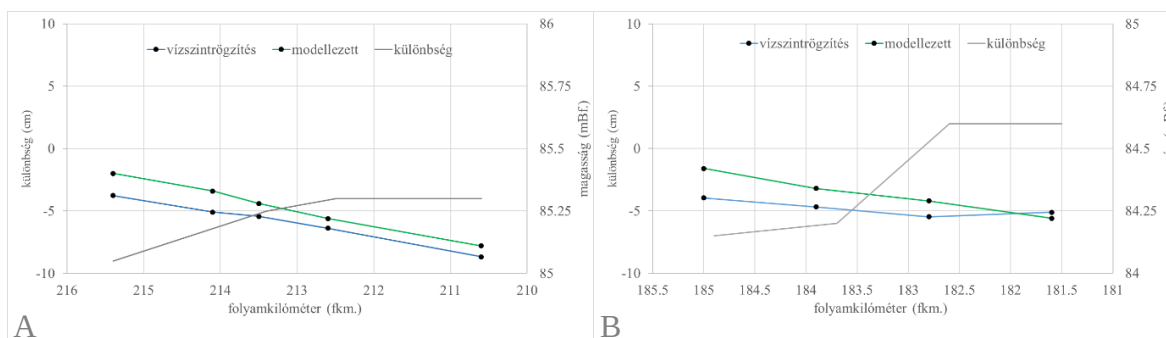
vízszintek magassága lekérdezésre kerültek, melyekből felszingörbét képeztem (4.1. ábra). A hossz-szelvényekről megállapítható, hogy a kialakult vízszinteket megfelelően leképezi a modell, a legnagyobb eltérések a modellezett terület felvízi szakaszán tapasztalhatók (Mindszent -9 cm, Algyő -7 cm). A kis modellterület, az extrém alacsony esés értékek, valamint a rácsháló felbontás (10 m) csökkentésnek a futtatási időre gyakorolt exponenciális növekedését okozó hatása miatt részletesen csak a modellezett területek központi részét (Mindszent: 214-211 fkm; Algyő: 184- 181 fkm) elemeztem, ahol a pontosság 5 cm-en belüli volt.

A kalibrálás során a különböző sűrűségű aljnövényzeti kategóriák érzékenység vizsgálatát is elvégeztem. A kiindulási értéket Sándor (2011) és Sági (2015) alapján határoztam meg (4.4. táblázat) és az érzékenységvizsgálatok során kategóriákhoz tartozó érdesség értékeket 20%-kal növeltem illetve csökkentettem.

4.4. táblázat: A növényzetsűrűségi kategóriákhoz tartozó érdességi értékek

növényzetsűrűségi kategória	érdességi érték (n)
nincs aljnövényzet	0,02
gyér	0,04
közepes	0,08
sűrű	0,16
nagyon sűrű	0,2

A futtatások alapján a szakirodalomban és az eddigi modellezések használt érdesség értékek megfelelő eredményeket adnak, így sokkal inkább az érdesség térbelisége okozta kihívást, mint az osztályhoz tartozó érdesség meghatározása. Fontos még megjegyezni, hogy az eltérésekhez hozzájárulhat a vízszint rögzítésének és bemérésnek módjából és pontatlanságából származó hibák összesége.



4.1. ábra: A modellezett és a vízszintrögzítés során kapott vízszint különbsége a **kalibrációs** futtatás során (2006) a mindszenti (A) és az algyői mintaterületen (B)

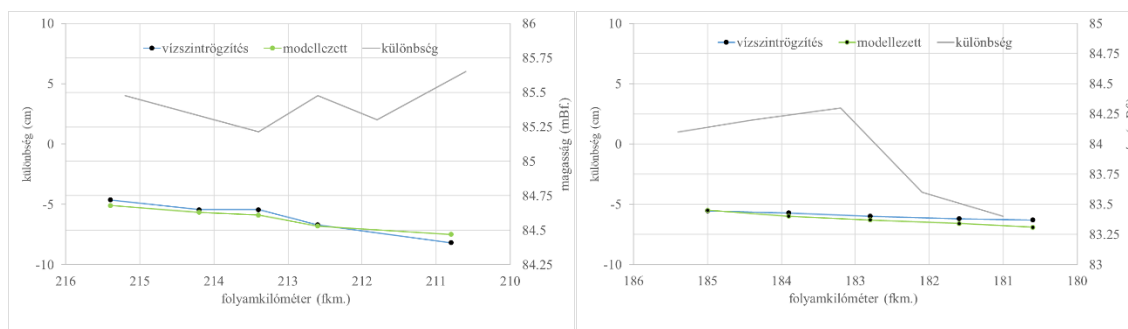
4.4.4. A modellek vízszint validációja

A kalibrált modell ellenőrzése a 2000. évi árvíz tetőzésekor érvényes hidrológiai adatok felhasználásával készült. A validációhoz felhasználásra kerültek határfeltételként a 2000-es árhullámra a KÖTIVIZIG által kalibrált modell adatai, valamint az adott időszakra előállított fedettségi adatok. A növényzeti adatokat – egy 2000-ben készült 10 cm felbontású ortofotó alapján becsültem meg, melyet az ATIVIZIG bocsátott rendelkezésemre. A számított eredmények ellenőrzéséhez az árhullám tetőzésekor végrehajtott, töltés menti vízszintrögzítések adatait használtam.

Az ellenőrző illesztés (2000 árvíz vízszintrögzítés értékei és a 2000-es árvíz modellezett vízállás értékei tetőzéskor) – az árhullámok időbeli közelsége és a hasonló tetőző vízszintek ellenére – nem adott kielégítő egyezést, mivel az eltérések több helyen meghaladták a +20 cm-t. Ennek okai a (1) vizsgált árhullámok során létrejött átlagos hullámtéri vízmélységek különbségében és a (2) a 2000 és 2006 között az aljnövényzet sűrűségének növekedésében keresendők. Mivel az áramlás útjában lévő növényzet (pl. bokor és kisebb lombkorona) által okozott energiavesztés az áramlásnak kitett felülettel arányos, így várható, hogy kisebb vízmélység esetén kisebb az energiavesztés, azaz kisebb érdességi együtthatót eredményez. Ezt figyelembe véve, a validáció során az erdőművelési ágú területekre meghatározott Manninng (n) érdességi együttható értékei egységesen, a kialakult átlagos hullámtéri vízborítás arányában csökkentésre kerültek.

A módosítás során kialakult, vízszintek a vízsszintrögzítések helyén mért vízszinteket különbségét az 4.2. ábra szemlélteti. A vizsgált folyószakasz teljes hosszszelvénye mentén a mért és számított vízszintek nagyon jó egyezést mutatnak, a különbségek 10 cm-en belül alakulnak.

A fenti eredmények (kalibrálás és validálás) alátámasztják a kalibrált 2D HEC-RAS áramlási modell alkalmazhatóságát az árvízi áramlási viszonyok számszerűsítésére és a tervezethullámtéri beavatkozások hatásainak vizsgálatára. Az algyői modellen is elvégeztem a vízszintek validációját és a vizsgálatok alapján az eredmények megegyeztek a mindszei területen tapasztaltakkal, az érdességi tényező csökkentése hullámtéri vízmélységek arányában 7 cm-en belülre vitte le a hiba értékét. Az eltéréseket elemezve látható, hogy a hiba mértéke az alvíz felé növekszik, ami az alsó határfeltétel enyhe befolyásoltságát jelentheti a rendkívül alacsony esésviszonyok miatt. A hibát csökkentené a cellafelbontás további növelése vagy a mintaterület megnövelése azonban a folyamatok elemzéséhez a kiválasztott szelvényben a hiba 2 cm alatti és a teljes mintaterületen belül is 7 cm alatti, ami jó eredmények számít a validációt illetően (Sági 2015).



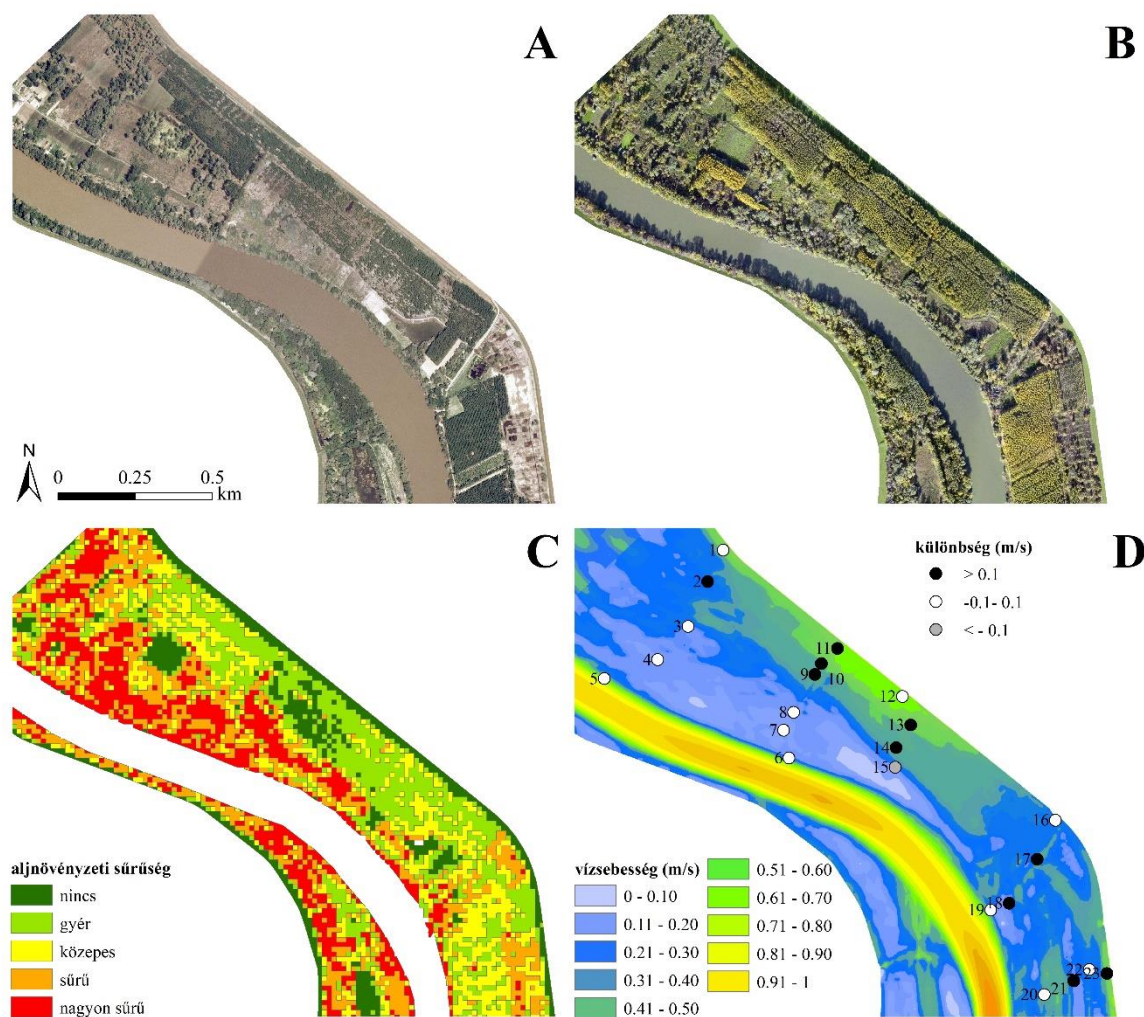
4.2. ábra: A modellezett és a vízszintrögzítés során kapott vízszint különbsége a validációs futtatás során (2000) a mindszei (A) és az algyői mintaterületen (B)

4.4.5. A vízsebességek validációja a mindszei mintaterületen

Sándor (2011) méréseinek köszönhetően a modellt nem csak a vízállásra hanem a vízsebességekre is tudtam validálni, összesen 23 mérési pont alapján, A méréseket a mindszei mintaterület a bal parti hullámtéren végezte Sándor Andrea és Kiss Tímea 2006, április 30-án 1018 cm-es vízállásnál, 8 nappal az árhullám tetőzése után, A vízsebességet forgólapátos, GR-21 típusú vízsebesség-mérő műszerrel mérték (Sándor 2011), amelyet a VITUKI Méréstechnikai Osztályán kalibráltak. A műszer hibája, hogy 0,14 m/s alatti és 2,86 m/s feletti vízsebességek esetén pontatlanul mér, tehát a határértékeken kívül eső

vízsebességeket fenntartással lehet felhasználni az elemzés során, A méréseket 90 cm mélységig több pontban végezték, feljegyezve a mérési pontok pontos EOV koordinátáit,

A mérések összesítése alapján a modellezett és a mért sebességek között átlagosan 0,1 m/s volt az eltérés, ami, figyelembe véve a műszer mérési pontosságát elfogadható eredménynek számít. A legnagyobb eltérés 0,3 m/s –volt (0,12 m/s helyett 0,42 m/s), viszont 6 olyan mérési pont is volt (azaz a mérések több mint 1/4-ében), ahol az eltérések $\pm 0,01$ m/s pontosságúak voltak.



4.3. ábra: A sebesség validációt lefedő terület a 2005-ös (A), 2015-ös (B) ortofotó alapján valamint a terület aljnövényzet sűrűségi (C) és vízsebesség modellezett viszonyai az apadó ágba (2006.04.30) összevetve a kézi vízsebesség mérésekkel (D)

Sándor (2011) a vízsebesség méréseken kívül növényzeti sűrűségi méréseket is végzett a mintaterületen, ugyanazon pontokban, mint ahol a vízsebesség mérések is voltak, A hullámtéren 3x3 m-es kvadrátokban feljegyezte a fásszárú növényzet egyedszámát és megmérte törzsük területét. A mérési adatokból az érdeességet is kiszámította, így lehetőségem nyílt a pontokban az érdeességi tényező összehasonlítására és a sebesség eltérések közötti különbségek feltárására. A LiDAR adatok a feljegyzések és a terepbejárások alapján az eltérések két okra vezethetőek vissza. Az egyik, ahogy a 2005-ös ortofotón is látszik, friss nemes nyáras ültetvények kerültek telepítésre 2006 előtt, melyek

Sándor (2011) feljegyzései alapján sűrűn benőtté váltak a 2006-os árvíz időszakára. Azonban a LiDAR felmérés időszakában (2015) a nyárasok meg lettek tisztítva továbbá az adatokból az is megfigyelhető volt, hogy a partmenti növényzet sűrűbbé vált még inkább gyorsítva és a töltéshez szorítva az áramlást.

Amennyiben a mért sebességértékek összehasonlítást csak azokban a pontokban (11 db) végeztem el, ahol nem történt jelentősebb változás a növényzetben, akkor a mért és a modellezett vízsebességek között csupán 0,03 m/s az átlagos eltérés. Ha figyelembe vesszük a mérési módszer pontosságát, és a terepi mérést befolyásoló számos tényezőt, akkor véleményem szerint ez kiváló egyezésnek felel meg, A leszűrt pontokban a legnagyobb eltérés 0,12 m/s volt (0,56 m/s helyett 0,44 m/s), míg 10 pontban 0,06 m/s-nál kisebb az eltérés.

5. Eredmények

Kutatási eredményeim első részében részletesen bemutatom a hullámtéri növényzeti kategóriák osztályozásának módszertani és térbeli eredményeit majd a következő fejezetben a növényzeti kategóriákon és a vertikális zónákon belül elemzem a növényzeti sűrűséget. A kiszámított növényzeti sűrűségből a szakirodalom alapján érdekességi tényezőt képeztem, melyet 2D hidrodinamikai modellbe építettem be. A növényzetsűrűség térbeliségének ismerete alapján különböző növényzet sűrűségi scenáriókban vizsgáltam a növényzet sebességre és vízállásokra gyakorolt hatását a teljes mintaterületen, és morfológiai szempontból kiemelt kanyarulatokban.

5.1. A hullámtér felszínfedettségének meghatározása

Az árvízvédelmi töltések lábáig húzódó hullámtéri területen a növényzet típusa (pl. gyepek, gyalogakácos bozótos, ültetett nyáras) alapvetően meghatározza az árvíz áramlási viszonyait. Ráadásul az egyes növényzeti típusokra alakíthatók ki a kezelési tervek, amelyek az ökológiai tulajdonságok ismeretében segíthetik a megfelelő árvízi vízmozgás biztosítását. Ezért ebben a fejezetben az Mindszenti és az Algyői mintaterületen bemutatom, hogy a LiDAR pontfelhő alapján, döntési fát felhasználva milyen növényzeti típusok azonosíthatók, és ezek hogyan validálhatók. Végül az Algyői eredményeket összevetem a Mindszenti eredményekkel, hogy lássuk, vajon van-e eltérés a két mintaterület ártéri növényzetében.

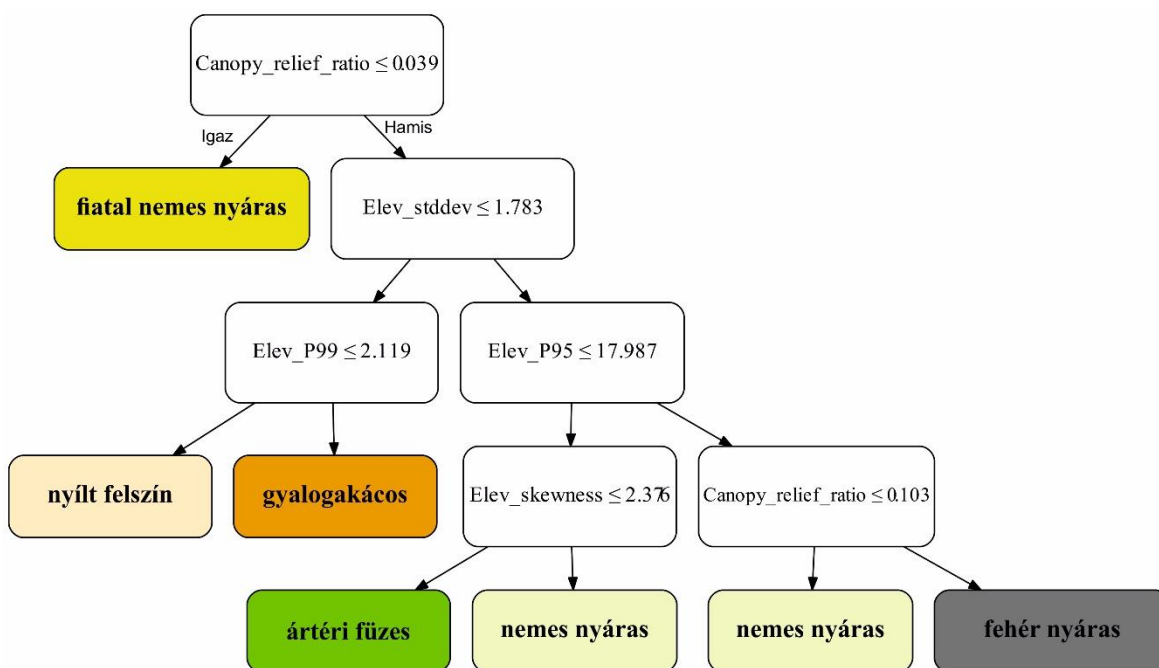
5.1.1. A döntési fa alapján azonosított növényzeti kategóriák

A döntési fa a Módszerek 4.2. alfejezetében leírt folyamat alapján választotta ki az osztályozó paramétereket (ld. 4.2.3. fejezet). Az algoritmus első lépésben a **fiatal nemes nyárasok**at szűrte le a $CRR \leq 0,039$ kritérium alapján (5.1. ábra, 5.1. táblázat). Ez a feltétel jól elkülöníti a fiatal, alacsony és fejletlen lombkoronával rendelkező fákat a magasabb és fejlett lombkoronával rendelkező fáktól és a nyílt felszínektől is. A következő lépésként a hamis ág esetében ($CRR \geq 0,039$) a cella pontjainak szórása alapján ($Elev_std$) lettek leszűrve a gyalogakácos bozótok és a nyílt felszínek. Ezen felszín növényzeti típusok pontjainak eloszlása homogénebb, mint a fásszárú típusoké, így a szórás alapján jól elkülönülnek. A nyílt felszínek és a gyalogakácos bozótok magasságuk alapján jól azonosíthatók, így a két növényzeti típus szétválasztására az ($Elev_P99$) magassági paramétert használta az algoritmus. A **nyílt felszínek**et azok a cellák képviselték, ahol a $CRR \geq 0,039$, és $Elev_std \leq 1,783$, és $Elev_P99 \leq 2,119$ feltételek teljesültek (5.1. ábra, 5.1. táblázat). A **gyalogakácos, bozótos** felszínfedettségű osztályba azon cellák kerültek, melyeken az alábbi szűrési paraméterek teljesültek: $CRR \geq 0,039$, és $Elev_std \leq 1,783$, és $Elev_P99 > 2,119$. A tesztadatok alapján a fiatal nemes nyárasok, a nyílt felszínek és a gyalogakácos bozótok kategóriákat teljesen tisztán (Gini-index = 0) ki lehetett szűrni.

A szórás feltétel ($Elev_std \geq 1,783$) hamis ágán a nemes nyáras, a fehér nyáras és az ártéri füzes kategóriák maradtak (5.1. ábra, 5.1. táblázat). A mintaterületen az **idős fehér nyárasok** magasságukat tekintve kiemelkednek az hullámtéri vegetációból, ezért az ártéri füzesektől és a nemes nyárasoktól az $Elev_P95 > 17,987$ paraméter alapján lettek leszűrve. Ez a szűrési feltétel nem lett teljesen tiszta, mivel néhány magasabb nemes nyárfát tartalmazó cella is elegendő tette ennek kritériumnak. Ezeket a nemes nyárasokat a CRR paraméter alapján lehetett elkülöníteni a fehér nyárasoktól. A nemes nyárasokra a kisebb

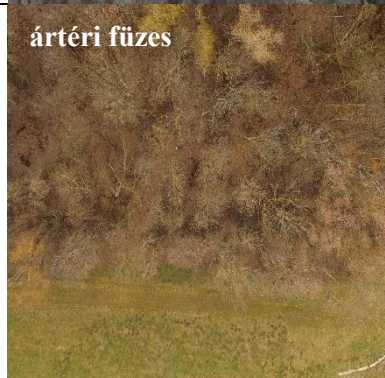
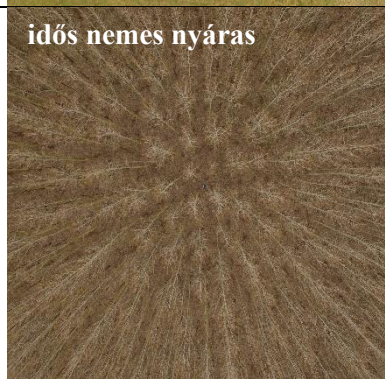
kiterjedésű lombkorona miatt alacsonyabb CRR érték jellemző, így a $CRR \leq 0,103$ feltétel jól elkülönítette az idős nemes nyárasokat a fehér nyárasoktól. A **fehér nyárasokat** az alábbi feltétel-rendszerrel lehetett leszűrni a mintaterületen: $Elev_std > 1,783$ és $Elev_P95 > 17,987$ és $CRR > 0,103$. A **nemes nyárasok** egy kisebb hányada (idősebb, magasabb egyedek) is ezen az ágon szűrődtek le, csak a CRR paraméterben volt különbség ($Elev_std \geq 1,783$ és $Elev_P95 > 17,987$ és $0,039 < CRR \leq 0,103$). A tesztadatok alapján a magas (≤ 18 m) és idős nemes nyárasokat és a fehér nyáras kategóriákat teljesen tisztán (Gini-index = 0) ki lehetett szűrni a fent említett feltételek alapján (5.1 ábra).

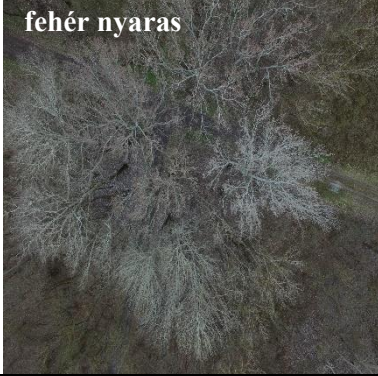
Az $Elev_P95 \leq 17,987$ feltétel igaz ágán az ártéri füzesek és a kevésbé idős és alacsonyabb nemes nyárasok maradtak (5.1 ábra). A nemes nyárasok karcsú, oszlopszerű lombja és a sorközeik nagy eséllyel aszimmetrikus ponteloszlást eredményeznek a cellákban, és arányaiban kevesebb visszaverődés érkezik a lombkoronáról, mint a füzesek esetében. Mivel a ferdeség paraméter jól számszerűsíti a pontok aszimmetrikus eloszlását, így az $Elev_skewness > 2,376$ megbízhatóan elkülöníti a nemes nyárasokat a füzesektől. A **nemes nyárasok** elkülönítését az alábbi feltételek írják le: $CRR > 0,039$ és $Elev_std > 1,783$ és $Elev_P95 \leq 17,987$ és $Elev_skewness > 2,376$. Az **ártéri füzesek** szűrési paraméterei szinte megegyeznek a nemes nyárasok feltételrendszerével, csak a ferdeség paraméterben különböznek ($CRR > 0,039$ és $Elev_std > 1,783$ és $Elev_P95 \leq 17,987$ és $Elev_skewness \leq 2,376$). A természetben akár egy 15x15 méteres felszínen belül is megfigyelhető a nyárasok és füzesek keveredése, és ez a jelenség a tesztadatok osztályozásán is megfigyelhető. Az ártéri füzesek és nemes nyárasok osztályába is került néhány más osztályból származó adat, azonban az osztályozás még így is effektív volt (Gini-index < 0,16; 5.1. ábra).



5.1. ábra: Az algyői mintaterület tanulóterületei alapján felépített döntési fa, amely lehetővé teszi a hullámtéri növényzeti típusok elkülönítését

5.1. táblázat: A döntési fa alapján elkülönített növényzeti típusok főbb jellemzői

Növényzeti típus	Leírás	Paraméter
 nyílt felszín	Ide sorolhatók az alacsony fűvű és lágyszárúakkal borított területek, csupasz felszínek (pl. szántó). Mivel a LiDAR felvétel kora tavasszal készült, ezért a visszaverődő pontok gyakorlatilag a felszínnel egyeznek meg, így felszíntől számított növényzeti magasság értéke 0 m körüli.	$CRR \geq 0,039$, és $Elev_std \leq 1,783$, és $Elev_P99 \leq 2,119$
 gyalogakácos bozót	A pontfelhő 1-6 m közötti magasságban igen sűrű, a lombkorona teteje csaknem homogén	$CRR \geq 0,039$, és $Elev_std \leq 1,783$, és $Elev_P99 > 2,119$
 ártéri füzes	A fák 16-20 m magasak, az ortofotón barnás-narancssárgás árnyalatú ágakkal	$CRR > 0,039$ és $Elev_std > 1,783$ és $Elev_P95 \leq 17,987$ és $Elev_skewness \leq 2,376$
 idős nemes nyáras	Egyenlő sorközben telepítik, és a sorközök miatt az első visszaverődés szórása megnövekedett (azaz sok olyan pont volt, ami vagy a nyárfák közötti felszínről verődött vissza, vagy a lombkorona tetejéről). A LiDAR pontfelhőn jól látható gyér ágszerkezetük, míg az ortofotón homogén lombkoronájuk árulkodik.	$Elev_std \geq 1,783$ és $Elev_P95 > 17,987$ és $0,039 < CRR \leq 0,103$ VAGY $CRR > 0,039$ és $Elev_std > 1,783$ és $Elev_P95 \leq 17,987$ és $Elev_skewness > 2,376$

	<i>Jellemző az alacsony magasság (> 5,6 m), a fejletlen ágszerkezet és nagy sortávolság. Ide tartoznak a magányos alacsony fákat vagy bokrokat reprezentáló pixelek is.</i>	$CRR \leq 0,039$
	<i>A fehérnyarak általában fűzekkel keverednek, kis egyedszámmal. A fehérnyár fehér-szürkés árnyalatokkal és nagyon jellegzetes ágszerkezettel jelenik meg az ortofotón és a LiDAR pontfelhőn.</i>	$Elev_std > 1,783$ és $Elev_P95 > 17,987$ és $CRR > 0,103$

5.1.2 Az algyői mintaterület növényzeti típusai a döntési fa alapján

A tanulóterületek alapján létrehozott döntési fát alkalmaztam az algyői és a mindsenti mintaterületekre is. Az alábbiakban algyői mintaterület növényzeti térképét mutatom be (5.2. ábra).

Az algyői mintaterületen a legnagyobb területet az **ártéri fűzesek** foglalják el (38,2%, 74,1 ha). Ezek a fűzesek elsősorban a gátak előterében lévő kubikgödörök közötti gerinceken és a mélyfekvésű térszíneken fordulnak elő. Az ártéri fűzeseket alkotó fűzfák (*Salix alba*, *S. fragilis*,) átlagmagassága (H_{mean} : 17,6 m), lombkoronájuk átmérője (D_{mean} : 5-7 m) kisebb, mint a fehér nyaraké, és a lombkorona alapja is alacsonyabban (5-6 m) helyezkedik el. Az ártéri fűzesekben a fák egyedszáma egységnyi területen belül nagyobb, mint a fehér nyárasokban.

A mintaterületen fele akkora területen (18,5%, 36,4 ha) fordulnak elő a homogén állományokat alkotó **idős ültetett nemes nyárasok** mint az ártéri fűzesek. Idős ültetett nemes nyárasokat elsősorban nagyobb foltokban találhatunk. Az idősebb nyáras ültetvényekben a fák átlagmagassága (H_{mean} : 18,5 m) szinte megegyezik fűzesekével, de lombkoronájuk csupán 3-5 m átmérőjű. Keskeny lombkoronájuk alapja 5-8 méteren helyezkedik el az egyed magasságától függően. Ugyanakkor a **fiatal nemes nyárasok**ban az egyedek még viszonylag alacsonyak (H_{mean} : 9 m), ugyanakkor a többi fafajjal összehasonlítva a lombkorona szélességük csupán 1 m, és lombkorona alapja 3-4 méteren helyezkedik el. A fiatal nemes nyárasok osztálya tartalmazza a fiatal, fejletlen fákkal és bokrokkal borított gyér növényzetű foltokat is. A fiatal nemes nyárasok osztályana terület 9,7 %-át (19,3 ha) foglalja el, és itt is láthatóak az összefüggő nagyobb foltok a telepítéseknek köszönhetően.

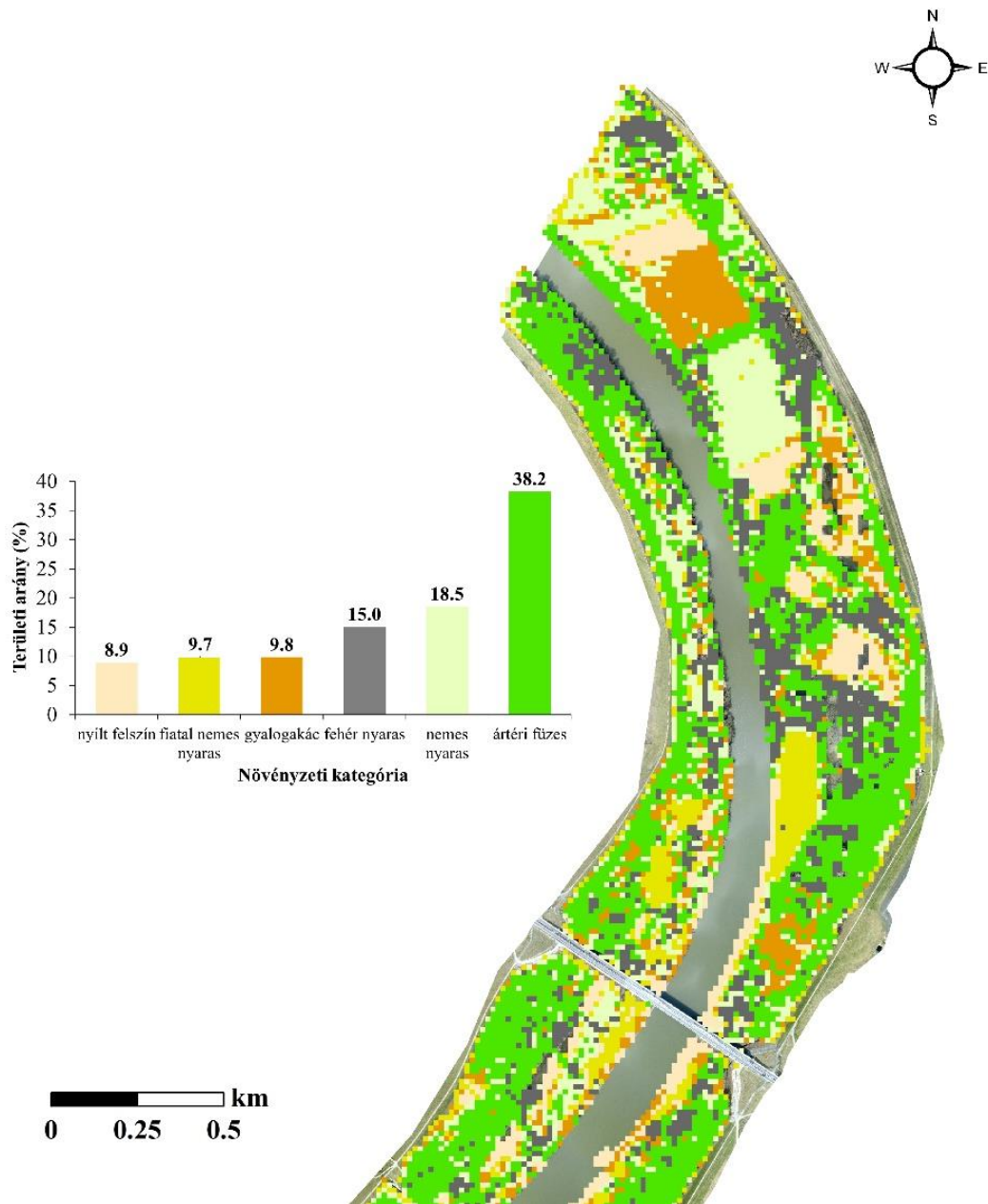
A **fehér nyárasok** szétszórt, szabálytalan területegységekbe rendeződnek a terület 15%-t elfoglalva (29,7 ha). A fehér nyárasok jellemzője, hogy a fehér nyár (*Populus alba*) szálanként vagy csoportosan fordul elő más fa fajokkal (pl. fűz, fekete nyár) együtt, de ezekben az erdőkben a fehér nyár sohasem uralkodó (Gencsi és Vancsura 1997). Ezekben a

növényzeti foltokban a fehér nyárok nőnek a legmagasabbra (átlagmagasság: 26,5 m), míg a mellettük növekvő egyéb fák csupán 15-20 m magasak. A fehér nyárok rendelkeznek a legkiterjedtebb lombkoronával (D_{mean} : 15 m), amelynek alapja jellemzően 10-12 m magasságban helyezkedik el.

A lefolyás szempontjából kritikusak a **gyalogakáccal** (*Amorpha fruticosa*) fertőzött bozótosok, amely az algyői terület 9,8 %-án (19,4 ha) fordul elő, elsősorban más növényzeti típusok peremén, illetve egykori parlaggá vált parcellákon, vagy a tarvágások helyén alkot csaknem homogén állományokat. A gyalogakác észak-amerikai eredetű invazív faj. Fényigényes, és kedvező feltételek között gyorsan terebélyes cserjévé fejlődik (Gencsi és Vancsura 1997). A bokorra növekvő gyalogakácosok átlagmagassága csupán 4-5 m. Kifejezett lombkorona szintjük nem alakul ki, mivel a hajtások a földfelszíntől kiindulva fokozatosan sűrűsödnek miközben el is vékonyodnak. Fontos kiemelni, hogy az algoritmus csak a tisztán gyalogakáccal fedett területeket sorolta ebbe a kategóriába, ezzel a módszerrel az aljnövényzetben lévő gyalogakácok nem azonosíthatók.

A legkisebb kiterjedésű (9,7%, 19,3 ha) felszín-fedettségi kategóriába a **nyílt felszínek** (8,9%, 17,8 ha) tartoznak (5.2. ábra). A korábbi GoogleEarth felvételekkel összehasonlítva jól látható, hogy nyílt felszínek általában a tarrá vágott erdők vagy szántók helyén jöttek létre, melyek terepi tapasztalataim szerint a karbantartás hiánya nélkül gyorsan gyalogakácos bozóttá alakulhatnak. Jó példa erre a hullámtér északi részén, a bal parton található nyílt felszín, amely a felvétel készítésekor szántó volt. A terület közvetlen szomszédságában, DK-i irányba egy kiterjedt gyalogakácos látható, amely a 2007-es GoogleEarth felvétel alapján még rét volt, de mára az invazív növény teljesen beborította. A nyílt felszínek környékén, a szegélyek és mezsgyék mentén a többlet fényhatásnak köszönhetően szinte mindenütt gyalogakácos bozótok szegélyezik a területeket, amely a jövőben az invazív faj további terjedését valószínűsíti.

Az felszínfedettségi kategóriák osztályozásának eredménye szerint a hullámtéren az erdők aránya napjainkban 80%, ami egyezik a korábban, GoogleEarth 2017 felvétel alapján mért értékkel az Alsó-Tiszán (Kiss et al. 2019b, Nagy 2021), továbbá hasonló értékekről (72%) számolt be Oroszi (2009) a Maros hullámtéren 2000-ben készült légifotók alapján.



5.2. ábra: Az algyői mintaterületen a döntési fa alapján azonosított növényzeti típusok térbeli kiterjedése

5.1.3. Az eredmények validálása terepi mérésekkel

Az osztályozás pontosságát úgy kaptam meg, hogy összehasonlítottam a valós növényzeti kategóriákat a döntési fa által adott növényzeti kategóriákkal, összesen 72 cella esetében. A kapott eredményeket egy tévesztési vagy más néven keveredési mátrixban rögzítettem (4.1. táblázat).

A mátrix alapján a döntési fa átlagos osztályozási pontossága 83%-os. A nyílt felszín osztályozási pontossága adódott a legalacsonyabbnak (75%). Ennek oka, hogy az általam nyílt felszínként meghatározott területet a vizsgált cellák 8 %-ában gyalogakácokként osztályozta a döntés fa, míg 17%-ban fiatal nemes nyárasként. Ezek a hibák szinte minden

esetben a töltés és az ártéri erdőfoltok határán jelentkeztek. Ezeken a határterületeken a valóságban is húzódik egy fiatal hajtásokból álló sáv, továbbá a belógó alacsony ágak is okozhatták ezt az osztályozási problémát. Az ártéri füzesek osztályozási pontossága a vizsgált esetek alapján 84 %-nak adódott. Egyenlő arányban (5-5 %-ban) az ártéri füzeset a döntési fa nemes nyárásként, gyalogakácosként vagy fehér nyárásként osztályozta. Véleményem szerint ez a hiba több forrásból ered: (1) a LiDAR felvételezés (2015) és a validálás (2018) közötti vágtak ki füzeseket, amelyeken a terepbejáráskor már gyalogakác nőtt; (2) a természetben a 15x15 méteres cellákban keveredhetnek ezek a típusok; (3) a növényzeti folt korától függően a fák rendelkezhetnek nagyon hasonló magassággal és akár lombkorona paraméterekkel is. A gyalogakácos területeket osztályozta a legpontosabban (92%) a döntési fa. A terepi méréseim alapján, mindössze 8%-ban sorolta az algoritmus az ártéri füzeseket gyalogakácos kategóriába. Azonban ez a tévesztés nem tekinthető komoly hibának, hiszen egy gyalogakáccsal erősen fertőzött ártéri füzes területen jelentkezett. A fehér nyárasok osztályozási pontossága 83%-nak adódott, a valóságban fehér nyáras területet a döntési fa 8%-ban nemes nyárasnak és további 8 %-ban fiatal nemes nyárasnak osztályozta. A tévesztések mindekét esetben egyes cellákban történtek, ahol a fehér nyárasok ültetett nyárasokkal keveredtek. A vizsgált esetek alapján a fiatal nemes nyárasok osztályozási pontossága is 83%-nak adódott, az esetek 17%-ban lettek fiatal nemes nyárasok gyalogakácként osztályozva. Ez azzal magyarázható, hogy a fiatal nemes nyárasok magasságukban és sűrűségükben is hasonlítanak a gyalogakácosokra, ráadásul, ha nem gondolják őket, akkor elterjedhet bennük a gyalogakác. A terepi validáció szerint a döntési fa osztályozási pontossága nemes nyárasok esetében 82% volt. A nemes nyárasok fehér nyárásként való osztályozásának volt a keveredési mátrixban a legnagyobb arányú hibája, ami a nemes és fehér nyár hasonló magassági viszonyaival magyarázható.

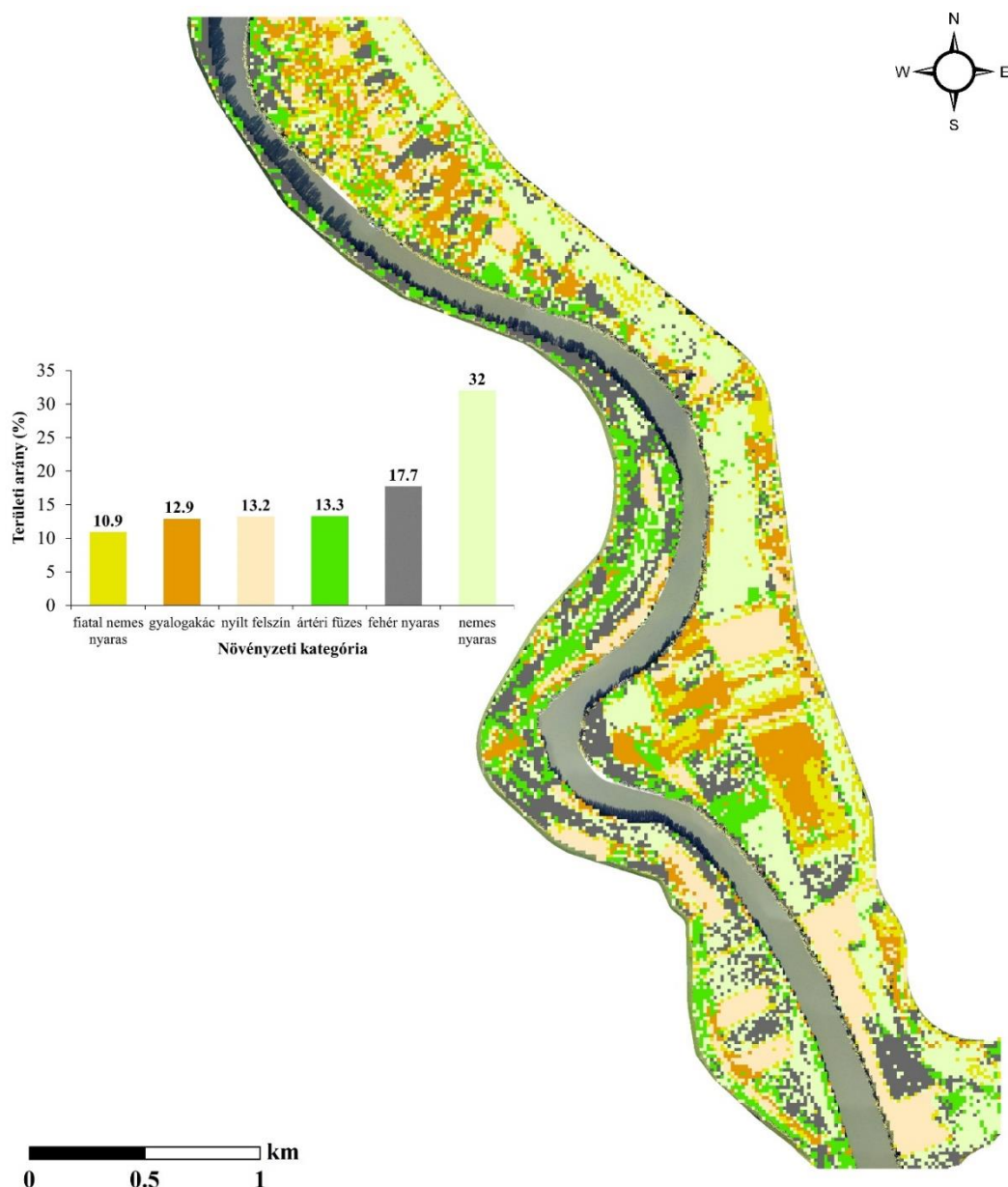
Az osztályozás átlagos pontossága (83%) a szakirodalomban található adatokhoz illeszkedik, mivel sűrű bokros illetve ártéri területeken hasonló eredmények születtek. Például ártéri erdőkben Saarinen et al. (2013) mobil lézer szkennerek adatok osztályozásával 72,6%-os pontosságot ért el, míg Michez et al. (2016) 79,5-84,1%-os pontosságot kapott drónnal felmért pontfelhő osztályozása során. Bokros területen Madsen et al. (2020) 86,9-95,2%-os osztályozási pontosságot ért el légi LiDAR adatok osztályozása során. Az eredmények a modellezési és tervezési munkálatok során jól hasznosulhatnak, nagyfelbontású pontos képet adnak raszteres vagy vektoros formában a hullámtéri vegetációról.

Megállapítható, hogy az alkalmazott gépi tanulási osztályozási módszer alkalmas arra, hogy légi LiDAR alapú felvétel alapján növényzeti típusokat határozzunk meg. Nem csupán felszínborítási típusok (pl. erdő), de azokon belüli különféle vegetáció- és erdőtípusok is azonosíthatók ezzel a megfelelő pontosságú módszerrel. Ezt bizonyítja, hogy a vizsgált hullámtéri területen az osztályozás pontossága 83% (72 pont alapján).

5.1.4. Az algyői mintaterületen kapott eredmények összehasonlítása a mindszei mintaterülettel

A mindszei hullámtéri területen a felszínfedettség vizsgálatot, ugyanazon lépéseket követve, végeztem el mint, az Algyónél. Az algyői területhez hasonlóan a töltések itt sem képezték az elemzések részét, ugyanakkor a mindszei mintaterület kétszer akkora. Mindszei a legnagyobb területarányal (32%, 139 ha) a nemes nyárasok rendelkeznek, szemben az algyői mintaterülettel ahol a füzesek foglalták el az elemzett hullámtér több mint

harmadát (38%) és a nemes nyárasok csupán 18,5 %-nyi területarányt tettek ki. Az algyői mintaterülethez hasonlóan a Mindszenti mintaterületen is a telepített nemes nyárasok homogén jól körülhatárolható területeket foglalnak el. A nemes nyárasok legnagyobb része a bal parti töltés lábánál a mintaterület ÉK-i részében helyezkedik el. A fiatal nemes nyárasok területaránya (10,9 %, 47, 5 ha) meghaladja az algyői mintaterületen mért értéket (8,9 %). A fiatal nemes nyárasok kategóriája a területen több helyen, szétszórva is megjelenik, de ez fiatal fejletlen fákat és bokrokkal gyéren borított területeket jelez és nem nyárfa-ültetvényeket. A fehér nyárasok hasonló területarányban jelennek meg mindkét vizsgálati területen, a Mindszenti részén pár százalékkal magasabb az arányuk (17,7 %, 76,8 ha), mint az algyői részen (15%). Emellett, a fehér nyárasok itt is elszórtan helyezkednek el, és itt is szabálytalan foltokat alkotnak. Az ártéri füzesek jóval kisebb arányban (13,3 % 57,4 ha) jelennek meg a Mindszenti hullámtéren, mint az algyői területen (38,2 %), ugyanis az algyőihez hasonló élőhelyeiken nemes nyárasok és szántó területek foglalnak helyet. A mintaterületen belül délen, az Ányási-kanyar jobb partján a sarlólaposokon a legnagyobb az ártéri füzesek aránya. A nyílt felszínek szinte megegyező arányt foglalnak el (13,2 % 57,8), mint az ártéri füzesek, azonban az algyői területarányt (8,9%) jelentősen meghaladják. A nyílt felszínek egyrészt a terület bal oldali hullámtérének északi részén a kiskertekhez tartozó telkeket jelentik, másrészt a vizsgált térszín déli részén elhelyezkedő szántó területeket. A Mindszenti terület esetében is megfigyelhető a nyílt térszínek körül a gyalogakácos bozótok megjelenése. A gyalogakácosok területaránya (12,9%, 56 ha) szinte megegyezik a füzesek és a nyílt felszínek arányával, de meghaladja az algyői részarányt (9,8%). A gyalogakácosok legnagyobb részt az Ányási-kanyarulat bal hullámtérén, a felhagyott erdő és szántó területeken találhatók. A szabályos alakú parcellák Mindszenten jól kivehetők az osztályozás alapján, mivel a nyílt, még használatban lévő szántók keverednek a már felhagyott és gyalogakáccal benőtt területekkel. A fiatal nemes nyárasokat leginkább a Mindszenti mintaterület bal oldali hullámtérén azonosítottam, főleg az Ányási-kanyar területén.



5.3. ábra: A mindszenti mintaterületen a döntési fa alapján azonosított növényzeti típusok térbeli kiterjedése

5.1.4. Részösszegzés

Összességében a kapott eredmények alátámasztják, hogy a légi LiDAR felmérések feldolgozásának kombinálása gépi tanulási módszerekkel lehetővé teszi nagy kiterjedésű, ugyanakkor nehezen bejárható területeken a növényzet gyors és hatékony felmérését, illetve osztályozását. Ismételt felmérések esetén az algoritmus könnyen betanítható az új adathalmazra, így a változások gyorsan és automatizáltan nyomon követhetőek lesznek, amelyek a döntéshozók és felhasználók számára is nagy előnyt jelenthetnek. Az osztályozás átlagos pontossága a keveredési mátrix alapján 83%. Az osztályozás során a hibák

előfordulása több okra vezethető vissza. LiDAR felmérés és a validálás között 3 év telet el, ebben az időszakban a terebbejárások alapján több helyen füzesket vágtak ki melyek helyen gyalogakácosok nőttek fel. A másik hibaforrást az jelentette, hogy 15*15 m cellákban a domináns növényzeti típus került meghatározásra, azonban a valóságban növényzeti kategóriák keveredhetnek pl.: gyalogakácos ártéri füzes. Az osztályozást az is nehezített, hogy a növényzeti folt korától függően a fák rendelkezhetnek nagyon hasonló leíró statisztikai paraméterekkel. Összeségében az osztályozás pontossága (83%) a szakirodalmi adatokkal jó egyezést mutat. Ártéri erdőkben Saarinen et al. (2013) mobil lézer szkennerek adatok osztályozásával 72,6%-os pontosságot kapott, míg Michez et al. (2016) 79.5-84.1%-os pontosságot ért el drónnal felmért pontfelhő osztályozása során. Légi LiDAR adatok alapján bokros területen Madsen et al. (2020) 86,9-95,2%-os osztályozási pontosságú ért el.

Az eredményül kapott növényzeti kategória térkép felhasználása széleskörű lehet. Például a vízügyi gyakorlatban a naprakész növényzeti térképek az árvízi levezető sávok tervezésekor és karbantartásakor használhatók, illetve az árvizek modellezésekor a friss LiDAR felvételek gyorsan feldolgozhatók gépi tanulási módszerrel, és így a növényzeti érdesség és megbecsülhető meghaladva ez eddig használt Corine adatbázisok vagy légifotó alapú módszerek hatékonyságát. Az erdészeti is jól használható adatok születhetnek így, és az erdőrészek statisztikai paraméterei gyorsan és pontosan meghatározhatók, így az erdészeti munkák pontosan ütemezhetők.

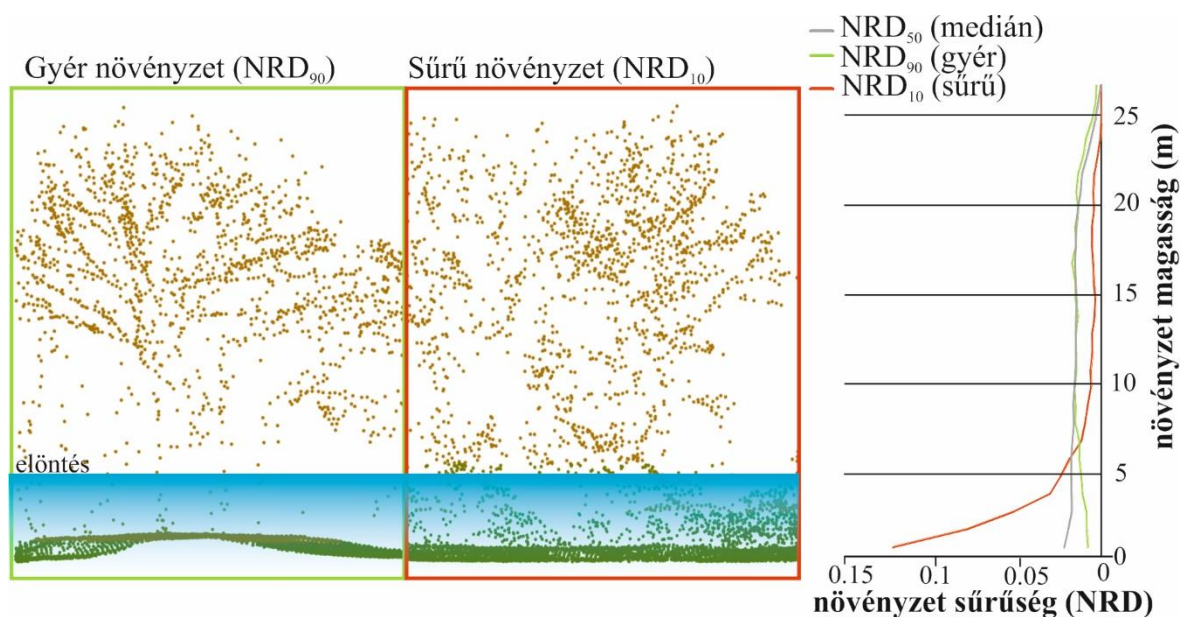
5.2. Növényzeti sűrűség meghatározása

Mint az előző fejezetben láttuk, az algyői és a mindszei mintaterületen is dominánsak a fás szárú társulások. Azonban terepbejárásaim és a területen végzett korábbi vizsgálatok alapján (Sándor 2011, Delai et al., 2018) a különböző vegetációtípusok igen eltérő feltételeket biztosítanak a fásszárú invazív fajok (pl. gyalogakác) terjedésének. Így, nagyon eltérő növényzeti sűrűséggel találkozhatunk, ami alapvetően befolyásolja az árvizek levonulását. Ebben a fejezetben célom annak bemutatása, hogy LiDAR pontfelhő alapján hogyan lehet a növényzet sűrűségét meghatározni az árvízzel borított térben, illetve célom a két mintaterületen a növényzet sűrűségének meghatározása.

Nagy területen (több km²), a növényzeti kategóriák és a sűrűségviszonyok meghatározása a hagyományos terepi mérésekkel időigényes és a terepviszonyok miatt sokszor nem kivitelezhető. Ugyanakkor a gyakorlati életben (pl. árvizek vagy erdőtűzek előrejelzése) erre szükség lenne. A különböző növényzeti típusokban eltérő az aljnövényzet sűrűsége, hiszen (1) eltérő élőhelyeken találhatjuk őket, (2) bennük különböző fényviszonyok uralkodnak, illetve (3) eltérő kezelési módok és emberi beavatkozás éri őket. Mivel a fényviszonyok a különböző növényzeti típusokban alapvetően különböznek, ezért különböző sűrűségű természetes cserje- és gyepszint kialakulását teszik lehetővé. Ugyancsak a fényviszonyok szabályozzák az invazív növények terjedését is, amelyek rendszerint fénykedvelők (Gencsi és Vancsura 1997). Ezért nagyon fontos, hogy ha a növényzet sűrűségét vizsgáljuk egy nem homogén erdőben, akkor azt a különböző növényzeti típusokon belül is kiszámítsuk. Véleményem szerint ezért a vizsgálatoknak két lépcsősnek kell lennie: első lépésként a növényzeti típusok azonosítására van szükség, majd a típusokon belül a növényzet sűrűségének meghatározására.

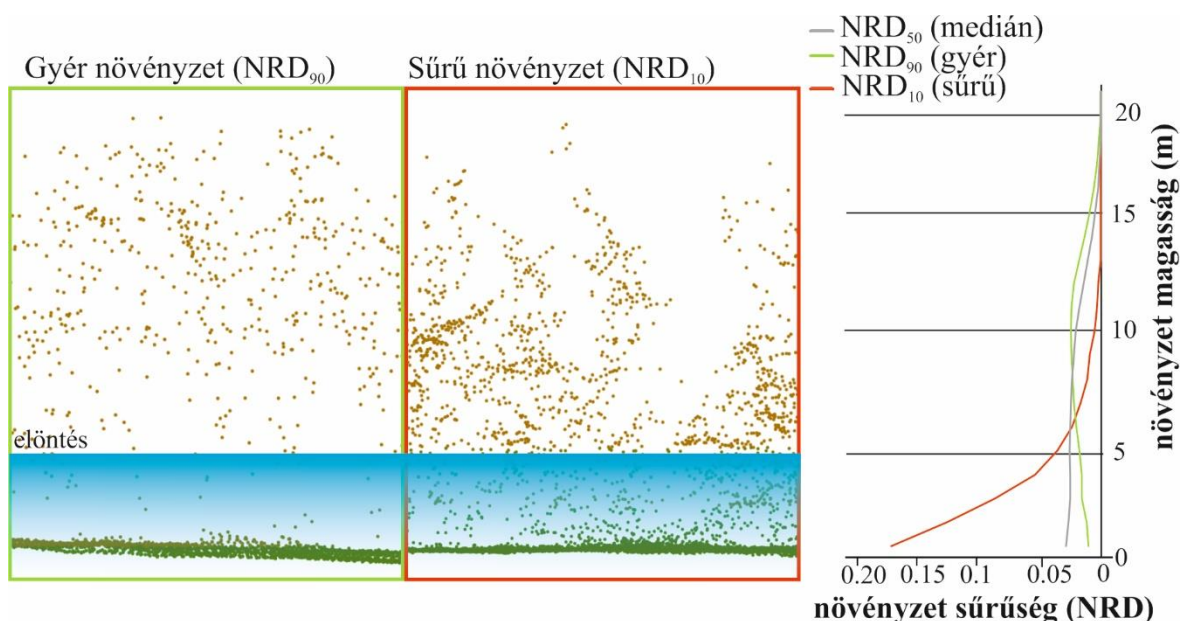
5.2.1. Az egyes növényzeti kategóriák növényzeti sűrűsége az algyői mintaterületen

A *fehér nyárasok*ban az NRD sűrűség medián értéke a legalsó, 1-2 m-es magassági zónában 0,021, majd a lombkorona felső szintjeihez (>20 m) érve ez az érték már csupán 0,01 (5.4. ábra). A *ritka aljnövényzettel* rendelkező voxelekben (Dv_{90}) a legnagyobb értéket (0,017) 16-17 m között éri el az NRD sűrűség értéke, de a felszín közelében (1-2 m) csupán 0,007. Ami jól mutatja, hogy a sűrű lombkorona kedvezőtlen fényviszonyokat biztosít a cserjeszint számára, így ezen foltokban nem fejlődött ki sűrű aljnövényzet. Ugyanakkor a *sűrű aljnövényzetű* fehér nyárasokban (Dv_{10}) megfigyelhető, hogy az NRD sűrűség értéke az 1-2 méteres zónában a legnagyobb (0,12), közel 15-szöröse a ritka aljnövényzetű foltok ugyanezen szintjében tapasztaltak. A lombkorona magasabb szintjei felé haladva a sűrűség értéke exponenciálisan csökken a 9-10 méteres magassági zónáig (0,006), majd 10 m felett a csökkenés mérséklődik. Az extrémén sűrű aljnövényzetű fehér nyáras foltokban az NRD értéke az alsó növényzeti zónákban (1-3 m) akár a 0,3-0,4-es értéket is elérheti. Ezek a sűrű aljnövényzetű foltok általában a még növekedésben lévő fehér nyárasokban alakultak ki (15-20 m), illetve a fehér nyárasok peremén, ahol a többlet fény lehetővé tette az özönfajok benyomulását a fák alá.



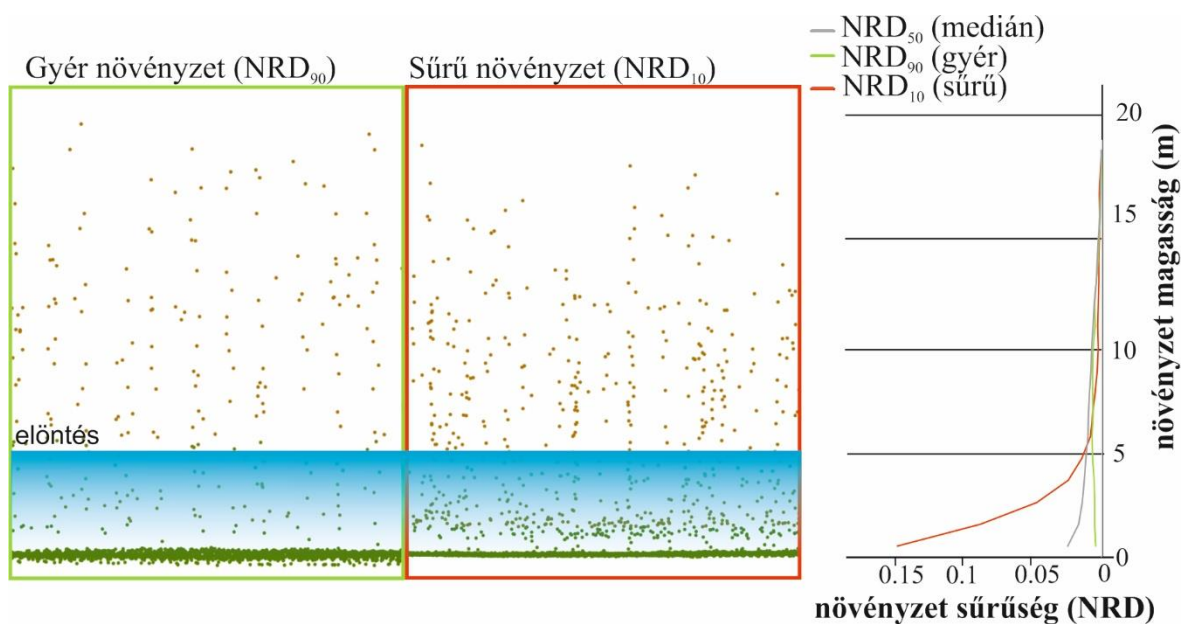
5.4. ábra: LiDAR pontok eloszlása sűrű és gyér aljnövényzetű fehér nyárasokban, valamint a növényzetsűrűség és magassági zónák kapcsolata a fehér nyárasokban

Az **ártéri füzesekben** az alacsonyabb lombkorona miatt kedvezőbb fényviszonyok alakultak ki, így bennük az aljnövényzet sűrűbb, mint a fehér nyárasokban. Az ártéri füzesekben a növényzeti sűrűség medián értéke az 1-2 méteres magassági zónában 0,029, míg 14-15 méteren csupán 0,01 (5.5. ábra). Ehhez képest a **gyér aljnövényzetű füzesekben** (Dv₉₀) a növényzeti sűrűség a lombkorona tetejéhez közel, a 11-12 m-es zónában a legmagasabb (0,024). A felszín közelében (1-4 m) és 12 méter felett – ahol az ágak már elvékonyodnak – csupán 0,01-0,02-es értékek a jellemzőek. Az 1-2 méteres zónától a 10-11 méteres zónáig egy emelkedő majd a 11 m felett csökkenő trend jellemzi a növényzeti sűrűséget. A **sűrű aljnövényzettel** rendelkező füzesekben (Dv₁₀) az 1-2 méteres magassági zónában a növényzeti sűrűség (0,17), míg a legsűrűbb növényzettel rendelkező pixelekből az NRD értéke a felszín közelében (1-2 m) a 0,3-at is elérheti. Ennek a zónának az átlagos értéke (0,17) közel 17-szerese a ritka aljnövényzetű füzesek ugyanezen szintjében mértnek. A 2 méteres szinttől a 10-11 méteres zónáig (0,05) egy meredeken csökkenő trend figyelhető meg a növényzeti sűrűségben, majd a görbe meredeksége lecsökken, és a 12-20 méteres zónában már az ágszerkezet elvékonyodása, ritkulása látható az adatokból.



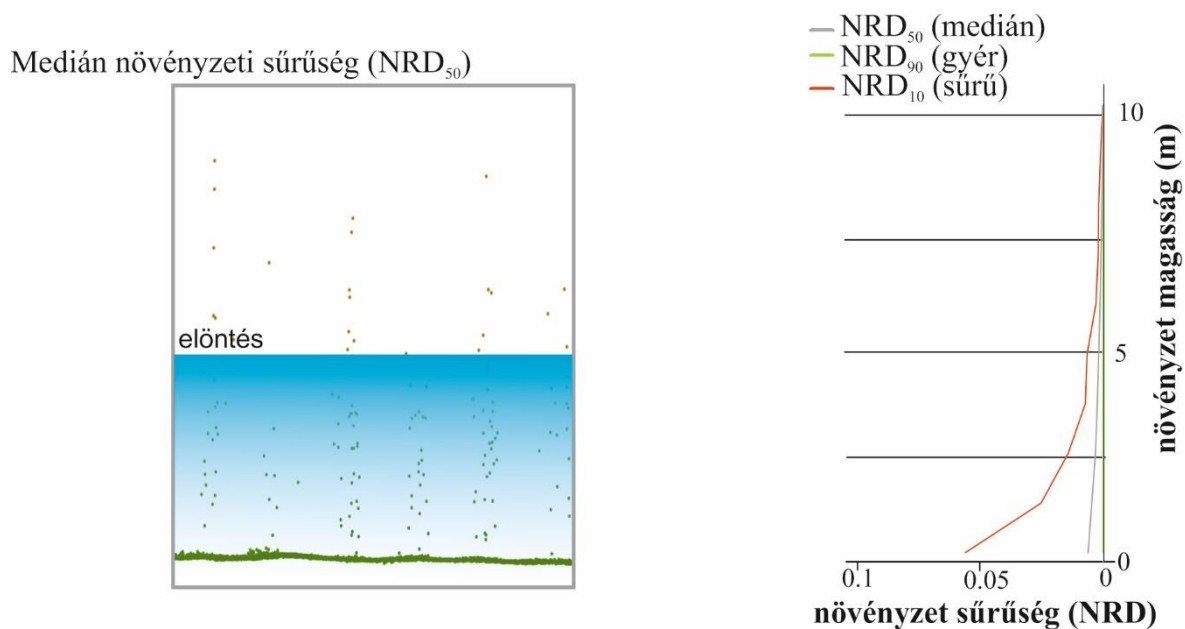
5.5. ábra: LiDAR pontok eloszlása sűrű és gyér aljnövényzetű ártéri füzesekben, valamint a növényzetsűrűség és magassági zónák kapcsolata az ártéri füzesekben

Az ültetett **idős nemes nyárasokban** az NRD sűrűség medián értéke 1-2 méteren 0,024, míg 14-15 méteren 0,004-re csökken (5.6. ábra). A **gyér aljnövényzetű idős nemes nyárasokban** (Dv_{90}) a növényzeti sűrűség a 7-8 m-es magassági zónában a legmagasabb (0,007). Az 1-2 méteres zónától (0,004) a 7-8 méteres zónáig (0,007) egyenletesen emelkedik a növényzeti sűrűség, majd 8 m felett felfelé haladva csaknem lineárisan csökkenő trend a jellemző. A **sűrű aljnövényzetű idős nemes nyárasokban** (Dv_{10}) az 1-2 méteres zóna növényzeti sűrűségének medián értéke (0,14) ami 30-szorosa a gyér aljnövényzetű ültetett nyárasokban ugyanabban a zónába számítottak (0,004). A legsűrűbb növényzettel rendelkező pixelekből az NRD értéke a felszín közelében (1-2 m) a 0,25-0,3-at is elérheti. A 2 m feletti zónákban felfelé haladva a 7-8 méteres zónáig (0,06) exponenciálisan csökkenő trend figyelhető meg a növényzeti sűrűségben, majd a lineáris összefüggéssel írható le a 7-8 métertől a lombkorona csúcsáig tartó csökkenés.



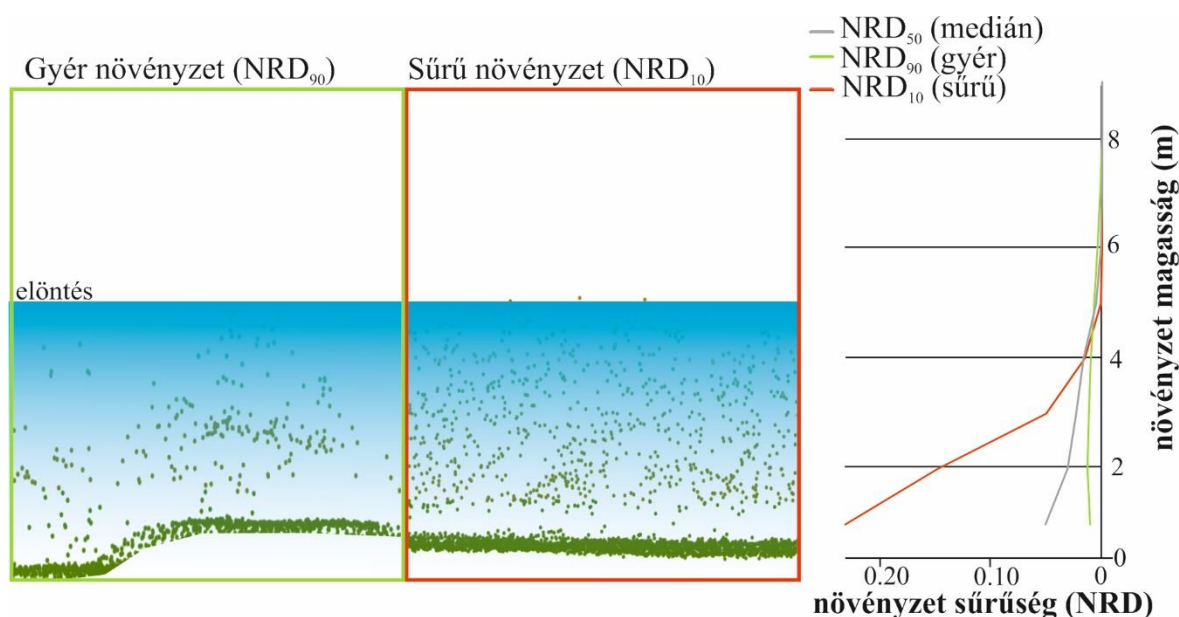
5.6. ábra: LiDAR pontok eloszlása sűrű és gyér aljnövényzetű idős nemes nyárasokban, valamint a növényzetsűrűség és magassági zónák kapcsolata az idős nemes nyárasokban

A **fiatal nemes nyárasokban** az NRD sűrűség medián értéke 1-2 méter magasan csupán 0,007 (5.7. ábra), de még 4-5 méteren is alacsony (0,004). A fiatal nemes nyárasokban általában nincs vagy nagyon gyér aljnövényzet található, mivel az erdőket a telepítés utáni években gondozni kell, hogy a csemeték megfelelően fejlődjenek. Így még a legsűrűbb aljnövényzetűek (D_{V10}) esetében is az NRD csupán 0,06.



5.7. ábra: LiDAR pontok eloszlása a fiatal nemes nyárasokban, valamint a növényzetsűrűség és magassági zónák kapcsolata a fiatal nemes nyárasokban

A **gyalogakácok** csaknem homogén állományaiban az NRD sűrűség medián értéke 1-2 méteres magassági zónában 0,051 (5.8. ábra), ami a 2-3 méteres zónáig 0,032-re csökken, majd sűrűség értéke meredekebben csökken: 4-5 méteren 0,017-re, majd az 5-6 méteres zónában már csupán 0,006 az NRD értéke. A *ritkán növő gyalogakácos* (Dv₉₀) foltokban az NRD sűrűség értéke az 1-5 méteres zónában 0,01 felett van, és a maximumot a 2-3 méteres zónában (0,013) éri el. A 2-3 méteres zónától kezdődően pedig egyenletes csökkenés figyelhető meg az NRD sűrűség értékében. Ezzel szemben a *sűrű gyalogakácosokban* (Dv₁₀) az NRD sűrűség medián értéke 1-2 méteren (0,23) 30-szorosa a ritkább állományokban számítottak (0,011). A legsűrűbb gyalogakácosokban az NRD sűrűség maximális értéke 0,5-0,6 között mozog az 1-2 méteres zónában. Általában a sűrű állományokban 4-5 méteren már 0,016-ra csökken a növényzeti sűrűség exponenciális csökkenést mutatva. Ezen értékekből is látható, hogy a legsűrűbb, azaz a lefolyás számára a legnagyobb akadályt jelentő felszínfedettségi kategóriát a gyalogakácosok jelentik.



5.8. ábra: LiDAR pontok eloszlása sűrű és gyér gyalogakácosokban, valamint a növényzetsűrűség és magassági zónák kapcsolata gyalogakácosokban

Az eredmények azt mutatják, hogy a LiDAR pontfelhőből számított NRD értékek meghatározásával a növényzeti kategóriák magassági zónáin belül a sűrűség számszerűsíthető, még olyan sűrű növényzet esetén is, mint ami a Tisza hullámterén jellemző. A sűrűség értékek térbeli elemzésének eredményeképpen az árvízi lefolyást akadályozó növényzeti foltok pontosan lehatárolhatók. Ez segítheti a nagy kiterjedésű területeken a növényzet gondozásának (management) pontos tervezését, illetve a hatóságoknak az ellenőrzését.

5.2.2. A növényzeti típusok csoportosítása növényzeti sűrűségük alapján Algyőnél

Minden növényzeti típust 5 csoportra osztottam 4.3.2 fejezetében leírt módszertan alapján. A növényzetben belül az 1-5 méteres magassági zóna (cserjeszint) növényzeti sűrűségét vizsgáltam meg részletesen, mivel ez a zóna kerülhet előntés alá árvízkor. Az alábbiakban azt mutatom be, hogy a különböző sűrűségű (nagyon ritkától a nagyon sűrű)

aljnövényzet térben hogyan változik, azaz bemutatom ezen csoportok arányát az egyes magassági zónákban, illetve elemzem térbeli kiterjedésüket.

A *nagyon ritka aljnövényzet* az algyői mintaterületen lévő voxelek 21%-ára volt jellemző (5.9. ábra). A fiatal nemes nyáras foltokban volt a leggyakoribb a nagyon ritka aljnövényzet minden vizsgált szintben, hiszen 1-2 méteren a pontok 49%-a, míg 4-5 méteren a pontok 67%-a esett ebbe a kategóriába. Az gyalogakácosok 10-27%-a is ebbe a kategóriába esett, a legkisebb növényzeti sűrűség a legfelső, 4-5 méteres zónában volt jellemző, ahová a gyalogakácosok 27%-a került. A gyalogakácosokban minél magasabbra haladunk, annál gyéresebb növényzet jellemző, hiszen míg az alsóbb zónában (1-2 m) csupán a voxelek 10% igen gyér növényzetű, addig 4-5 méteren már 27%-uk. A nemes nyárasokban 11-20% között mozgott a nagyon ritka növényzettel jellemezhető növényzet aránya. A fehér nyárasokban 8-10% között mozog a nagyon ritka növényzet aránya. Érdekes módon itt a legtöbb nagyon ritka aljnövényzetű voxel (30%) az 1-2 méteres zónában jelent meg, ami egyértelműen az alacsony bokrok hiányára utal az erdőben. Ez azzal magyarázható, hogy a magas fehér nyárfák (max 30 m) illetve az alattuk növekvő egyéb fafajok sűrű lombkoronája az aljnövényzet számára nem biztosít ideális feltételeket az alacsonyabb fák és bokrok növekedéséhez, így a magas fehér nyáras állományokban gyér aljnövényzet jellemző természetes állapotban. Ezt az is segíti, hogy a 25 méternél magasabb fehér nyárasok már 40-50 évesek (max. 150-200 évesek lehetnek; Gencsi és Vancsura 1997), azaz ezekben az idősebb állományokban az aljnövényzet növekedéséhez hosszú idő óta nem áll rendelkezésre elegendő fény. A nagyon ritka aljnövényzet legkevésbé az ártéri füzesekre jellemző, hiszen csak a füzesek 5-6% tartozik ide. (5.9. ábra).

A *gyér aljnövényzetű* növényzeti foltok csoportjába tartozik az algyői terület 16%-a. A gyér aljnövényzet leginkább a nemes nyárasokra jellemző (voxelek 13-30%-a), és ezen belül is a 4-5 méteres zónában a leggyakoribbak (30%). A fiatal nemes nyárasok 19-27%-a esett a gyér növényzeti kategóriába, magassági zónától függően a legmagasabb érték az 1-2 méteres zónában jelent meg. Mivel a nemes nyárasokat ültetik és gondozzák, ezért aljnövényzetüket – különösen a fiatal telepítések esetében – időközönként karbantartják. Ezért a fiatal nemes nyárasok aljnövényzete a többi növényzeti folthoz képest nagyon gyér, mivel az erdészek csak úgy tudják biztosítani a megfelelően gyors kezdeti növekedésüket, ha a körülöttük lévő egyéb, a fényért és tápanyagért folyó kompetícióban részt vevő fajokat kitisztítják. Ezért a fiatal nemes nyárasokat folyamatosan gondozzák, és más növényfajok rendszeresen kiirtásra kerülnek az ültetvényekből. Ezért a fiatal nemes nyárasok általános állapota a lefolyási viszonyokat tekintve a legjobb, de jónak minősíthető az idősebb nemes nyárasoké is. A fehér nyárasok 15-20%-a esett a gyér sűrűségű kategóriába, míg az ártéri füzeseknek mindössze 10-11%-a. Arányaiban a legkevésbé gyér aljnövényzetű növényzet a gyalogakácosokban volt az 1-2 és a 2-3 méteres zónában (7%).

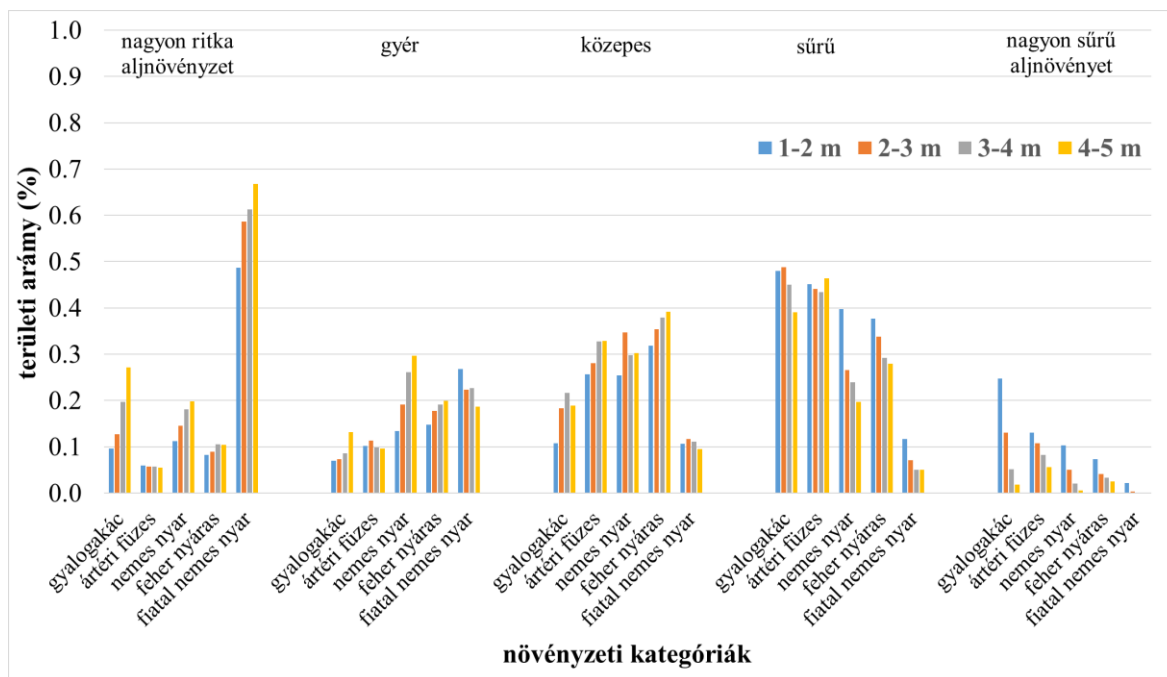
A *közepesen sűrű aljnövényzetű* kategóriába a voxelek 25%-a tartozik. A fehér nyárasok aljnövényzete esett legnagyobb arányban (32-39%) ebbe a kategóriába. Az ártéri füzesek voxeljeinek 26-33% tartozik a közepes sűrűségű kategóriába, míg az idősebb nemes nyárasoknak a 25-35%-a. A közepesen sűrű aljnövényzet leggyakrabban a 4-5 m-es szint voxeleit jellemezte, a fehér nyárasok esetében ide tartozott a voxelek 39%-a, a füzesek 33%-a, és az idősebb nemes nyárasok 30%-a. A gyalogakácosok 11-19%-a sorolható a közepes sűrűségű kategóriába, leggyakrabban (19%) ez a sűrűség kategória a 3-4 méteres magassági szintre jellemző. A legkisebb arányban a fiatal nemes nyárasok tartoznak a közepes sűrűségű kategóriába (10-12%).

A *sűrű aljnövényzetű* kategóriába az algyői mintaterületen a voxelek 31%-a tartozik. Itt a leggyakoribb növényzeti típus a gyalogakácosok (39-49%), amelyek voxeljei közül a legtöbb (49%) sűrű aljnövényzetű 2-3 m magasan fordul elő, míg legkevésbé gyakori ez a

sűrűség (39%) a gyalogakácosok 4-5 méteres zónájában. Az ártéri füzesekben szintén gyakoriak (43-46%) a sűrű aljnövényzetű voxelek, a legnagyobb arányban (46%) a 4-5 méteres zónában vannak, míg legkevésbé gyakoriak (43%) a felszínhez közel (1-2 m). Ez azzal magyarázható, hogy a fűzek kevésbé magas és kevésbé zárt lombkoronája jobb fényviszonyokat biztosít az aljnövényzet számára, mint például a fehér nyárasok, illetve a fűzek rövidebb élettartama (átl. 40 év, max 120 év) is lehetőséget biztosít az invazív fajok térnyerésének. Ráadásul az ártér alacsonyabb térszínein fordulnak elő, amelyek az invazív fajok számára is kedvezőek lehetnek a szárazabb időszakokban. Ugyanakkor az is lehetővé teszi új fajok (jellemzően özönnövények) megjelenését az aljnövényzetben, hogy a fűzesek gyorsan öngyérülnek, azaz koronaszintjük gyorsan kiritkul (Gencsi és Vancsura 1997), ami kedvező fényviszonyokat teremt az új fajok megjelenésének. Az algyői mintaterületen több helyen megfigyeltem a fűzesek sűrű aljnövényzetét, illetve a fákra kúszó invazív süntököket (*Echinocystis lobata*) és vadszőlőt (*Vitis riparia*), amelyek sűrű állományai jelentősen rontják az áramlási viszonyokat ezekben a hullámtéri erdőkben (5.1. táblázat). A fehér nyárasok voxeljei közül 28-38% esik a sűrű aljnövényzetű kategóriába, míg az idős nemes nyárasoknak 20-40%-a. A fiatal nemes nyárasok csupán 5-12% tartozik a vizsgált magassági zónától függően a sűrű kategóriába.

A nagyon sűrű aljnövényzetű a növényzet csupán 6%-át teszi ki. Ebből a kategóriából kiemelkedően magas arányban képviseltetik magukat a gyalogakácosok (2-25%): nagyon sűrű a voxeljeik 25%-a az 1-2 méteres zónában, míg a magasabb szinteken egyre csökken a nagyon sűrű gyalogakácosok aránya (4-5 méteren már csak 2%). Az ártéri füzesek 6-13% tartozik a nagyon sűrű kategóriába, míg az idős nemes nyárasoknak 10-1 %-a, a fehér nyárasoknak pedig 3-7%-a. A fiatal nemes nyárasoknak csupán 0-2%-a tartozik a nagyon sűrű aljnövényzetű csoportba. Mindegyik növényzeti típusra jellemző, hogy a legsűrűbb aljnövényzetet a felszín közelében (1-2 m) mértük, és a magasabb voxelekben a sűrű kategória aránya fokozatosan csökken. Ez arra utal, hogy a nagyon sűrű aljnövényzetű növényzeti foltokban leginkább 1-2 méteres magoncok alkotnak sűrű állományt, ami aztán – a fajok típusától függően – a különböző erdőfoltokban eltérő módon ritkul ki és válik sűrű aljnövényzetűvé.

A felszínfedettség vizsgálatokhoz köthetően az is igazolódott, hogy Algyőnél az erdők zöme (62%) legalább a közepes sűrűségű kategóriába tartozik, és további 37%-uk sűrű vagy nagyon sűrű növényzetű. Ez – a terepbejárásaimmal kiegészülve – azt igazolja, hogy a gyalogakác és egyéb özönnövények erőteljesen elterjedtek az aljnövényzetben. Bár Sándor (2006) és Delai et al. (2018) hasonló következtetésre jutott néhány pont vizsgálat alapján, a jelen vizsgálat igazolta, hogy a mintaterület egészen igaz, hogy a hullámtéren az özönfajok terjedése az aljnövényzet sűrűségének jelentős növekedését okozza. Ráadásul ezzel a módszerrel nem csak néhány ponton, de több km²-nyi területen is meg tudtam határozni a növényzet sűrűségét. Továbbá fontosnak tartom kiemelni, hogy Sándor (2008) csupán kvadrátokban a tőszám alapján becsülte az érdeességet, míg Delai et al. (2018) fényképezéssel, egy 1*3 m-es területű növényzeti folt sűrűségét határozták meg 2 m magasságig. Ugyanakkor az általam alkalmazott módszerrel egészen a maximális előntés magasságáig (kb. 5 m) meg tudtam adni a teljes mintaterületen a növényzet sűrűségét.



5.9. ábra :A különböző növényzeti kategóriák sűrűség és magasság szerinti aránya

5.2.3. A növényzeti sűrűség vertikális változásai Algyőnél

A gátak közé szorított keskeny hullámtér elsődleges funkciója az árvizek zavartalan levezetése, ezért fontos, hogy milyen magasságban helyezkednek el azok a foltok, ahol nagy a növényzet sűrűsége. Ezért a növényzeti sűrűség eloszlását is elemeztem az 1-5 méteres zónában, azaz a gátak magasságáig. Mivel egy-egy árvíz fokozatosan emelkedik egyre magasabbra, ezért az elöntést követve a felszín közeli zónából kiindulva elemzem a növényzet sűrűségének alakulását.

Az 1-2 méteres zónában a gyalogakácosok rendelkeznek a legmagasabb sűrűségi értékkel (NRD_{median} : 0,051). Az ártéri füzesekben a sűrűség medián értéke 44 %-al alacsonyabb (0,029), míg az idős nemes nyárasokban ebben a zónában a sűrűség medián értéke (0,024) 16%-kal kisebb mint a füzesekben mért érték, és 53%-kal kisebb, mint a gyalogakácosokban. A fehér nyárasokban a sűrűség medián értéke (0,021) 25%-kal kisebb, mint a füzesekben és 58%-kal alacsonyabb, mint a gyalogakácosokban. A legalacsonyabb növényzeti sűrűség értéket (NRD_{median} : 0,007) az időnként karbantartott aljnövényzetű fiatal nemes nyárasok esetében, mértem, ami csaknem 87%-a gyalogakácban mértem (5.10. ábra).

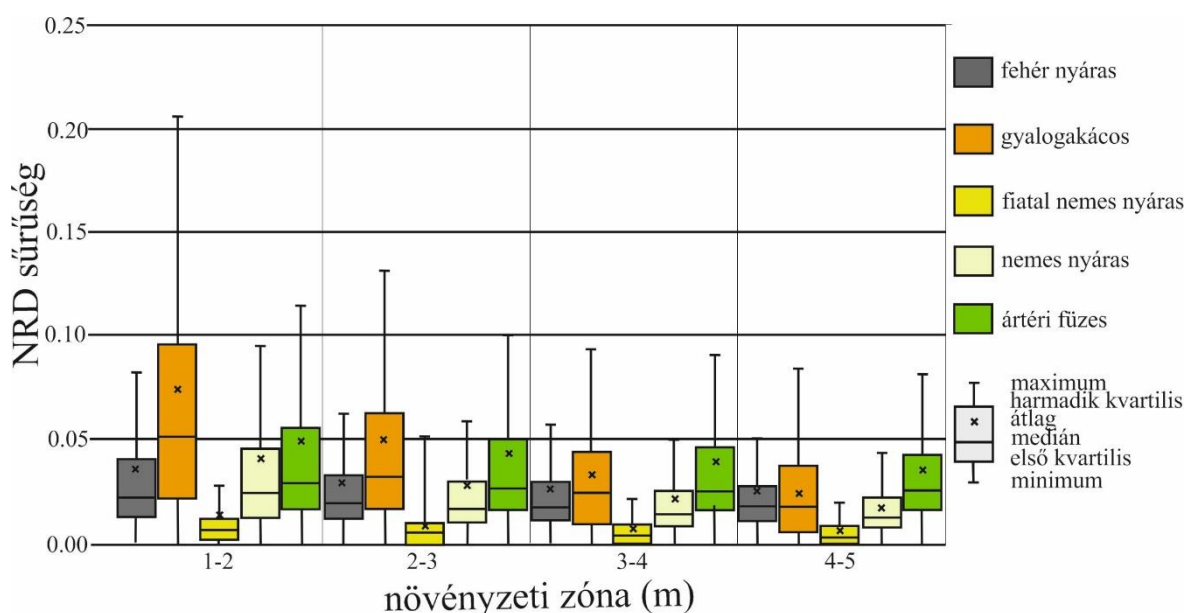
A 2-3 méteres zónában már lecsökken a gyalogakácosok (NRD_{median} : 0,032) és az ártéri füzesek (NRD_{median} : 0,026) közötti sűrűség-különbség (18%), azonban ebben a zónában az ártéri füzesek (NRD_{median} : 0,026) és az idős nemes (NRD_{median} : 0,016) nyárasok közötti sűrűség különbség megnő (38%). A fehér nyárasok NRD sűrűsége (0,019) ebben a zónában 25%-kal kisebb, mint az ártéri füzeseké (NRD_{median} : 0,026). A fiatal ültetett nyárasok esetében az NRD sűrűség medián értéke (0,005) a 2-3 méteres zónában is töredéke a többi növényzeti kategóriákban mért NRD értéknek, hiszen a növényzeti sűrűsége 85%-kal kisebb, mint a gyalogakácosokban és 82%-kal kisebb, mint füzesekben mért (5.10. ábra).

A következő, 3-4 méteres zónában a gyalogakácosok sűrűsége 25%-kal csökken – hiszen lassan eléri magassági korlátaikat – így ebben a zónában már a füzesekben a legmagasabb a sűrűség medián értéke (NRD_{median} : 0,025). A fehér nyárasok sűrűségének

mediánja 30%-kal alacsonyabb ebben a zónában, mint a füzeseké ugyanitt. A legkisebb a sűrűsége az ültetett nyárasok lombkoronájának (idős: NRD_{median} : 0,014; fiatal NRD_{median} : 0,004), ami 45% illetve 83 %-al kisebb, mint a füzésekben mért legmagasabb érték.

A 4-5 méteres magassági zónában is az ártéri füzések sűrűsége a legmagasabb (NRD_{median} : 0,025). A gyalogakácosok sűrűsége ebben a zónában a magasság növekedésével tovább csökken (NRD_{median} : 0,017), és itt már 31%-kal kisebb, mint a füzésekben. Ebben a zónában a fehér nyárasok sűrűségének medián értéke (NRD_{median} : 0,017) megegyezik a gyalogakácosok értékével, míg az idős nemes nyárasokban a sűrűség medián értéke (NRD_{median} : 0,012) már 52%-kal kevesebb (5.10. ábra). A fiatal nemes nyárasok sűrűségének medián értéke ebben a zónába is a legalacsonyabb NRD_{median} : (0,004), 86%-kal kisebb mint a füzésekben.

A különböző növényzeti kategóriák sűrűségének változásai a különböző magassági zónákban jól magyarázhatók a jellegzetes társulás- és ágszerkezetükkel. Az erdők természetes felújulásának hiánya, illetve az őshonos bokrok kiszorulása miatt a cserjeszintben ma már dominál a gyalogakác. Ennek jellegzetes magassága 3 m körüli, bár az idősebb példányok e magasság fölé is nyúlhatnak (Gencsi és Vancsura 1997), igaz egyre vékonyabb ágakkal és ritkább lombkoronával. Így a gyalogakácosokban, illetve a gyalogakáccal fertőzött erdőfoltokban – főleg azok peremén, ahol elegendő fény áll rendelkezésre – az 1-3 m közötti előntési szint igen sűrű növényzetű. Efölött, a 3-5 méteres sávban már a természetes füzések és fehér nyárasok fájának lombkoronájának talpa teszi sűrűvé a zónát. Az ültetett nyárasok gyér ágszerkezete, illetve a fiatal állományok aljnövényzetének ritkítása miatt ezeknek a foltoknak a legkisebb a növényzeti sűrűsége az egyes szintekben.



5.10. ábra: NRD sűrűség értéke a vizsgált növényzeti zónákban és kategóriákban

Az alkalmazott NRD sűrűség számítási módszerrel, Campbell et al. (2018) eredményeivel összhangban, jól meghatározhatók egy nagy kiterjedésű mintaterületen a sűrű növényzeti foltok, amelyeket a pontfelhőről készített metszetek szemléletesen bemutatnak (5.4. – 5.8. ábrák). Általánoságban az aljnövényzet sűrűsége annál pontosabban meghatározható, minél nagyobb a pontfelhő sűrűsége (Campbell et al. 2018, Hahmraz et al.

2017). A szakirodalom alapján (Laes et al 2008,) 4 pont/m² pontsűrűség az alsó határa az erdőkben az aljnövényzet vizsgálatának. A mintaterületen pontfelhő átlagos sűrűsége 9 pont/m² volt azonban ez a pontsűrűség is hagyott holttereket az aljnövényzetében. A sűrűségmérések terepi validációját a felvételezése és az elemzés között eltelt 5 év nem tette kivitelezhetővé.

5.2.4. Az aljnövényzet sűrűségének értékelése az árvíz levezetése szempontjából az algyői mintaterületen

A kis esésű, síkvidéki hullámterek elsődleges hidrológiai funkciója, hogy biztosítsák az árvizek akadálytalan lefolyását. Ezzel összefüggésben a növényzetsűrűség térbeli (vízszintes és függőleges) eloszlása alapvető fontosságú, hiszen a sűrű aljnövényzetű szintek térbelisége alapvetően meghatározza, hogy az ártérre kilépő víz hol ütközik jelentősebb akadályba. Ezért kiszámítottam, hogy vajon a fent elemzett magassági zónákat (1-5 m) milyen elöntési valószínűségű és visszatérési idejű árvizek önthetik el. Ehhez a mintaterületen elhelyezkedő algyői vízmérce több mint 120 éves idősora alapján a Gringorten-formulát használtam fel (5.2. táblázat).

A vizsgált algyői hullámtéren az 1-2 méteres magassági zónában a sűrű növényzeti foltok foglalták el a legnagyobb területet (39%), és így a nagyon sűrű növényzeti osztállyal (12 %) együtt a mintaterület felét (51%) borítják. Ezek a foltok elsősorban a meder mentén a nyugati oldalon húzódnak, illetve a mintaterület déli felében, az ártéren átívelő, hídtól 1 km-es távolságban fel- és alvízi irányban egyaránt. Ezek a térszínek kb. 2 évente kerülnek elöntés alá, lassítva a levonuló, 550-650 cm magas árhullámokat. Az adatok azt is mutatják, hogy ezek a viszonylag gyakori, de kis magasságú árvizek lassulhatnak le leginkább a sűrű aljnövényzet miatt (5.11. ábra).

A 2-3 méteres elöntési szintben a sűrű és nagyon sűrű aljnövényzetű foltok térbeli aránya már kisebb (43%). Térbeliségük hasonló, mint az 1-2 m-es zóna sűrű aljnövényzetű voxeljeinek eloszlása, azzal a különbséggel, hogy a mintaterület északi felében figyelhető meg a növényzet gyérülése, míg a déli felében (a híd körül) továbbra is jelentős mértékben lassíthatja a lefolyást. Ezt az elöntési magasságot az 650-750 cm-es árvizek érik el, amelyek visszatérési ideje kb. 3 év (5.11. ábra).

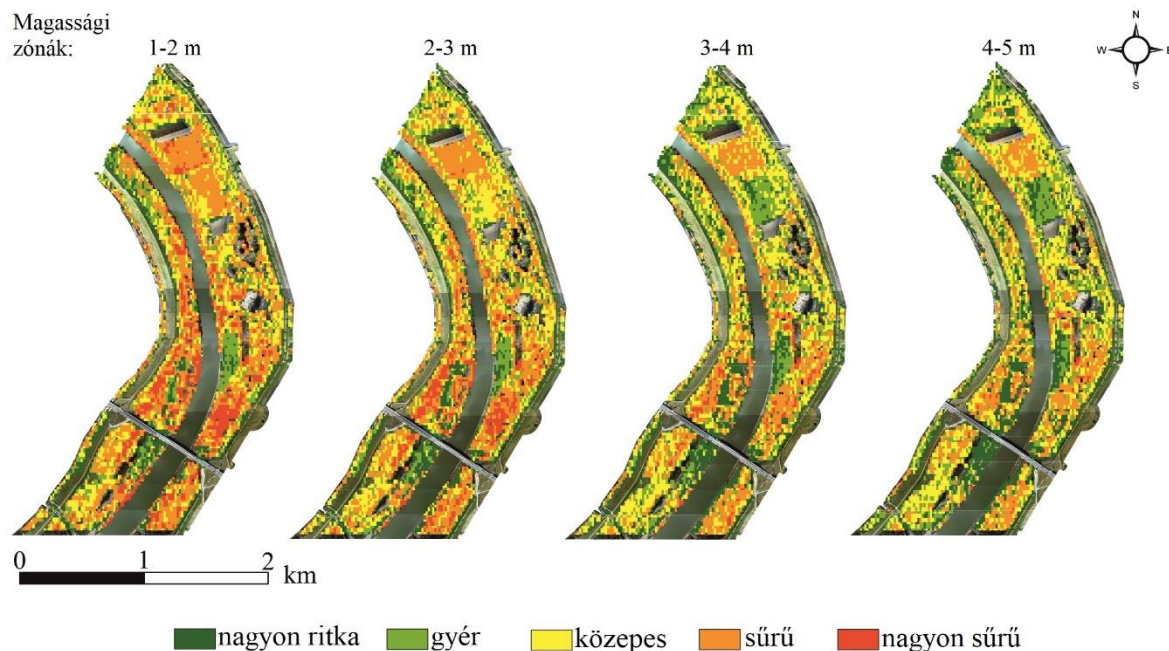
Ahogy feljebb haldunk, a sűrű és nagyon sűrű aljnövényzetű foltok összaránya a mintaterületen folyamatosan csökken (3-4 m: 30%; 4-5 m: 25%), hiszen egyre inkább felváltják őket a kis sűrűségű vagy növényzettől mentes foltok. Például míg az 1-2 m zónában ezen alacsony sűrűségi kategóriák összes aránya csupán 26%, addig 2-3 méteren már 30%, 3-4 méteren 40% és 4-5 méteren már 45%. Ennek oka, hogy a 4-5 m elöntési zónába a sűrű növényzetet alkotó gyalogakácsok már alig érnek fel, csupán néhány magasabb példány ágai nyúlnak be. A magasabb zónákban a partél mellett már megjelennek a kedvezőbb áramlási viszonyokat biztosító alacsony sűrűségű szintek, azonban csak a 4-5 méteres elöntési szintben nem jelentkezik már a híd környéki területek jelentős növényzeti sűrűsége. A visszatérési időket tekintve a hullámtér 3-4 méter magasan elhelyezkedő növényzeti zónája 9 évente, míg a gátakkal tetejét megközelítő árhullám, amely a 4-5 méteres növényzeti zónát is elönti 25 évente kerül elöntés alá (5.11. ábra, 5.2. táblázat).

A sűrűség térbeliségét vizsgálva tehát megállapítható, hogy a sűrű illetve nagyon sűrű növényzeti foltok a hullámtér folyóhoz közelebb lévő harmadban vannak túlsúlyban, illetve a híd környékén. Folyásirányban vizsgálva még az is tapasztalható, hogy a kanyarulat külső ívénel a hullámtérre lépő víz jelentős akadállyal találhatja szembe magát, hiszen éppen

a leszűkült hídszelvény közelében vannak a legsűrűbb növényzeti foltok, jelentősen rontva ezzel a lefolyási viszonyokat a mintaterületen.

5.2. táblázat: Sűrűség kategóriák arányai (%) a különböző magassági zónákban és a vizsgált növényzeti zónákat előntő árhullámok visszatérési ideje és meghaladási valószínűsége a Gringorten formula alapján az algyői mintaterületen

Növényzet sűrűség	Sűrűség kategóriák arányai a különböző magassági zónákban			
	1-2 m	2-3 m	3-4 m	4-5 m
nincs	17	20	23	26
gyér	14	16	17	18
közepes	21	26	27	26
sűrű	36	31	29	28
nagyon sűrű	12	7	4	2
Összesen:	100	100	100	100
visszatérési idő (év)	2	3	9	25
éves meghaladási valószínűség	0.51	0.32	0.11	0.04



5.11. ábra: Az aljnövényzet sűrűségi viszonyai az 1-5 méteres magassági zónákban az algyői mintaterületen

5.2.5. Az aljnövényzet értékelése az árvíz levezetése szempontjából a mindszei mintaterületen

Az eredményekből (5.2.2. – 5.2.3.) jól látható, hogy a különböző növényzeti kategóriákat más sűrűségviszonyok jellemzik, így a növényzet változásával a sűrűségi viszonyok is megváltoznak. Ugyanezen méréseket elvégeztem a mindszei mintaterületen is, és azt tapasztaltam, hogy a vegetáció típusait illetve az egyes típusok sűrűségét tekintve alig van különbség a két mintaterület között. Azonban Mindszentnél már némileg eltérő az egyes növényzeti típusok térbelisége, ezért ebben a fejezetben csak ezt ismertetem részletesen.

A mindszei mintaterületen az *1-2 méteres előntési zónában* a nagyon ritka (38%) és a gyér (12%) aljnövényzet a terület több mint a felét (52%) teszi ki, és így jelentősen meghaladja az algyői mintaterület gyér és ritka növényzetre vonatkozó területarányát (31%). A nagyon ritka és gyér aljnövényzettel rendelkező területek a művelés alatt álló területeken és a gondozott nemes nyárasokban jellemzőek, amelyek főként a bal parti töltés előterében és a mintaterület déli részén találhatóak. A növényzeti kategóriák elemzése (5.1 fejezet) azt mutatja, hogy a mindszei széles hullámtéren sokkal nagyobb a nyílt felszínű szántók és a nemes nyárasok együttes részaránya (56 %) mint az algyői mintaterületen (37%). Ez magyarázatot nyújt a sűrűség arányok eltérésére is. Ebben az előntési zónában a sűrű és nagyon sűrű foltok részarányának jelentős eltérése is a növényzeti kategóriák eltérő gyakoriságára vezethető vissza. A mindszei mintaterületen a füzesek és gyalogakácosok együttes aránya csupán 26,2 %, míg Algyőnél 48%, és ezzel szoros összefüggésben a sűrű és nagyon sűrű aljnövényzettel rendelkező növényzeti foltok aránya az 1-2 méteres magassági zónában a mindszei mintaterület esetében 28%, míg Algyőnél 48%. A mindszei mintaterületen a sűrű és nagyon sűrű aljnövényzetű foltok a bal part északi részén a kiskertek körül találhatóak, amelyek közül sok gondozatlan, valamint az Ányási-kanyar jobb és balt partján a felhagyott erdő és szántóterületeken.

A *2-3 méteres előntési zónában* a sűrű és nagyon sűrű aljnövényzet területaránya csökken (-7%) míg nagyon ritka növényzet területaránya nő (+7%) hasonló módon, mint az algyői mintaterületen. A növényzetsűrűség térbelisége szinte teljesen megegyezik az 1-2 méteres előntési zónáéval: a mintaterületen 7% volt azon sűrű aljnövényzetű területek aránya, melyek magassága nem haladta meg a 2 métert.

A *3-4 és a 4-5 méteres növényzeti zónában*, a sűrű és nagyon sűrű aljnövényzetű foltok összaránya a mintaterületen folyamatosan csökken (3-4 m: 15%; 4-5 m: 10%), hiszen egyre inkább felváltják őket a kis sűrűségű vagy növényzettől mentes foltok, illeszkedve ezzel az Algyőn megfigyelt trendhez. A sűrűségviszonyokat tovább elemezve megállapítható, hogy a sűrű és nagyon sűrű aljnövényzetű területek az algyői mintaterülethez hasonlóan a meder menti sávban találhatóak, tehát negatívan befolyásolják ezzel a lefolyási viszonyokat. Külön kiemelandó, hogy éppen a szűk, kis görbületes sugárral rendelkező Ányási-kanyarulat hullámtéri részén a legkoncentráltabb a sűrű és nagyon sűrű növényzeti foltok megjelenése, ahol az árvíz vízáramlása amúgy is lelassul (Sándor 2011) és jobb oldali hullámtéren pedig áramlási holtter alakul ki, tehát nem csak hidrodinamikai, de növényzeti okok is lassítják az árvíz sebességét és akadályozzák a hullámtér vízszállítását.

A mindszei mintaterületen is kiszámítottam az egyes növényzeti zónákat előntő árvizek visszatérési idejét és meghaladási valószínűségét. Azonban a mintaterületek közelsége miatt nincs olyan hidrológiai befolyásoló tényező, ami különböző eredményre vezetne a két mintaterületen, így Mindszentnél is hasonló visszatérési idejű árvizek öntik el az egyes növényzeti zónákat, mint Algyőnél (5.3 táblázat).

5.3. táblázat: Sűrűség kategóriák arányai (%) a különböző magassági zónákban és a vizsgált növényzeti zónákat előntő árhullámok visszatérési ideje és meghaladási valószínűsége a Gringorten formula alapján mindszei mintaterületen

Növényzet sűrűség	Sűrűség kategóriák arányai a különböző magassági zónákban (%)			
	1-2 m	2-3 m	3-4 m	4-5 m
nagyon ritka	38	45	53	58
gyér	12	13	20	20
közepes	22	20	13	12
sűrű	23	20	14	10
nagyon sűrű	5	2	>1	>1
Összesen:	100	100	100	100
visszatérési idő (év)	2	3	9	25
éves meghaladási valószínűség	0.51	0.32	0.11	0.04

5.2.6. Részösszegzés

Az NRD növényzeti sűrűség számítások alapján visszaigazolódtak Sándor (2006) és Delai et al. (2018) eredményei, melyek szerint az özönfajok terjedése az aljnövényzet sűrűségének nagymértékű növekedést okozza, ezeket az eredményeket térben kiterjesztve mindkét mintaterületen sikerült igazolni. A módszertan segítségével részletes képet kaptam a növényzeti kategóriák sűrűségviszonyairól az 1-5 méteres magassági zónában. A módszertan egyik limitációjának tekinthető, Kükenbrink (2017) alapján, hogy az alacsony pontsűrűségű pontfelhő esetében ($1,3$ visszaverődés/ m^2) a növényzet térfogata jelentős mértékben (64%) alul lesz becsülve, ami az NRD módszer esetében is a sűrűség alulbecsléshez vezet. Ezzel összefüggésben a sűrű lombkoronával rendelkező területek csökkentik a lombkorona alatti növényzet pontos jellemzésének lehetőségét Chasmer et al. (2006), Goodwin et al. (2007). Az NRD számítását Meng et al (2010) alapján jelentősen befolyásolhatja a felszín reprezentáló pontok leválogatása főként abban az esetben ha a földfelszínhez közeli (0 – 50 cm) növényzeti zónában alkalmazzuk a módszert (Campbell et al 2018). Vizsgálatomban főként ebből a megfontolásból kiindulva került sor az 1-5 méteres zóna elemzésére. A növényzeti sűrűség értékek a 2D hidrodinamikai modellezéshez lettek felhasználva az érdességi együttható meghatározására, melynek eredményeit Sándor (2011) vízsebesség mérései alapján validáltam. Az 5.2. fejezet eredményeiből jól látható, hogy a LiDAR alapú NRD sűrűség térbelileg jól reprezentálja a növényzeti sűrűség térbeliségét a mérési pontokban átlagosan $0,1$ m/s vízsebesség különbség adódik. A 2D hidrológiai modellezés bizonytalanságának csökkentését az érdesség meghatározásával LiDAR adatok alapján Vetter et al (2011), Manners et al (2012), eredményei is igazolták, és rámutattak a lefolyási sávok pontosabb meghatározásának lehetőségére.

A vízügyi gyakorlatban az növényzeti sűrűség térképek felhasználásával az árhullámok pontosabb modellezése lehetséges, hiszen a Manning-érdességen belül a növényzeti érdesség térbelisége pontosan és naprakészen meghatározható. Az árhullám mentes időszakokban pedig hullámtér karbantartására használhatók fel a kapott eredmények, hiszen segítségükkel az árvízi levezető sávok pontosabban megtervezhetők, és a növényzet karbantartásának ütemezése megtervezhető, illetve a karbantartás hatékonyan ellenőrizhető. Az erdőgazdálkodás számára is hasznosíthatóak az eredmények az elburjánzott sűrű aljnövényzettel rendelkező erdőrészek meghatározására, és az erdőrészek statisztikai paraméterei gyorsan és pontosan meghatározhatók, így az erdészeti munkák pontosan ütemezhetők. A kapott eredmények hasznos információkat nyújthatnak a katasztrófavédelem és a tűzoltóság számára is egy esetleges erdőtűz terjedésének meghatározásában, vagy a területen történő beavatkozások útvonalának leghatékonyabb megtervezésében. A vadgazdálkodásban is fontos szerephez juthat az erdők cserje- és gyepszintjének sűrűség-meghatározása, hiszen a különböző vadfajok különböző sűrűségű táplálkozó és búvóhelyeket kedvelnek, így meghatározható, hogy mely területek kedvezőek vagy éppen kedvezőtlenek számukra.

5.3. A vízsebesség alakulása a különböző növényzetű hullámtereken modellezés alapján

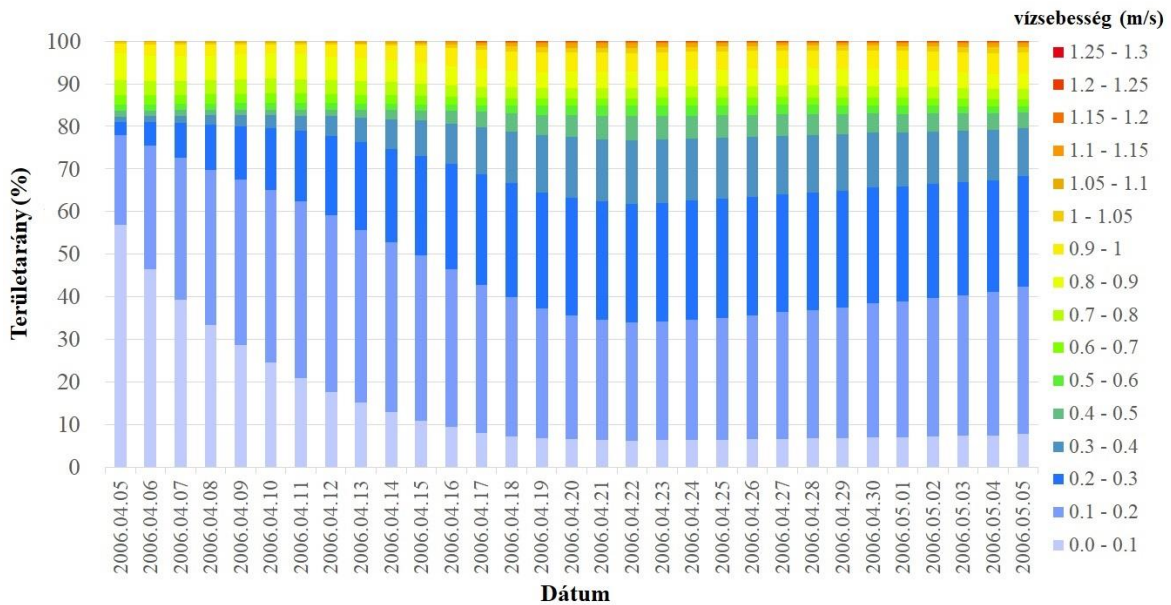
A növényzeti sűrűség elemzések alapján létrejött eredménytérképek megfoghatóvá tették a modellezés számára az aljnövényzet térbeliségét, így a különböző sűrűségű növényzeti foltok növényzeti érdeességét meghatározhattam az előzetes kutatásra támaszkodva (Chow 1959, Sándor 2011, Sági 2015, Nagy 2020). Az így létrejött növényzeti érdeesség fedvények 2D hidrodinamikai modellbe történő beépítése lehetővé tette, hogy a növényzet árhullámokra kifejtett hatásait számszerűsítsem. Ebben a fejezetben részletesen kitérek a Mindszenti és az Algyői mintaterületen a modellezés eredményeire, amely segítségével részletesen elemzem a különböző növényzeti sűrűség vízsebességekre és vízszintekre kifejtett hatását, továbbá részletesen megvizsgálom a különböző morfológiájú kanyarulatokban végbement vízsebesség és vízállás változásokat. A vízsebesség változásokat a Mindszenti mintaterületen elemzem részletesen, az összesítő táblázatból (5.5. táblázat) jól kivehető a mintaterületek egyezősége, azonban a morfometria és a vízsebesség vizsgálatára mindkét mintaterületen kitérek. Árvízvédelmi szempontból a vízállásoknak van a legnagyobb szerepe, ezért ezt mindkét mintaterületen kielemezem. A vízállás értékek validációját mindkét mintaterület esetében végre tudtam hajtani azonban validálásra alkalmas mért sebesség adatom csak a Mindszenti mintaterületre állt rendelkezésre.

5.3.1. A vízsebesség napi változásai a Mindszenti mintaterületen a 2006-os árhullám során a különböző scenáriókban

A modellezett időszak (2006. április 5 – május 5) minden napjára kiszámoltam a mintaterületen az azonos vízsebességű mezők területarányait. Az azonos vízsebességű mezők területarányait időbeli és térbeli elemzése segíti a levonuló árvizek sebességviszonyainak részletes megismerését, illetve tükrözi, hogy a különböző scenáriók során hogyan hat a növényzet a sebességviszonyokra térben (pl. meder és hullámtér) és időben (pl. áradó és apadó ág).

Az **Sz_jelenlegi scenárió**ban az áradó ág kezdetén (2006.04.05) a Mindszenti mintaterületnek 81%-a tartozott a 0 – 0,3 m/s közötti sebességek kategóriába, így ekkor volt a legnagyobb a vizsgált időszakban az alacsony sebességek területi aránya (5.12. ábra). Ezzel szemben a 0,3 – 0,6 m/s sebességmezők aránya csupán 4 % volt, míg a legmagasabb ($\geq 0,6$ m/s) vízsebességek a mintaterület 15%-án fordulnak elő. A vízállás növekedésével, az áradó ágban a tetőzés napjáig (2006.04.22) a 0 – 0,3 m/s sebességű területek aránya fokozatosan csökkent 62%-ra, míg a 0,3 – 0,6 m/s áramlási sebességű területek aránya fokozatosan nőtt 23%-ra. A 0,6 m/s-ot meghaladó vízsebességű területek aránya nem változott (15%).

Tetőzéskor a sebességmaximum (1,27 m/s) időpontjában az 1 m/s-nál nagyobb sebességek aránya csupán 2,75% volt. Ezt követően, az árhullám apadó ágában a legkisebb vízáramlással (0 – 0,3 m/s) területek aránya 62%-ról 69 %-ra nőtt, míg a 0,3 – 0,6 m/s rendelkező területek aránya lassan csökkenésnek indult, és két hét alatt 23%-ról 16%-ra csökkent. Az 1 m/s-nál nagyobb sebességgel rendelkező területek aránya stagnált (2,7 %) a lassú apadás során (5.12. ábra).

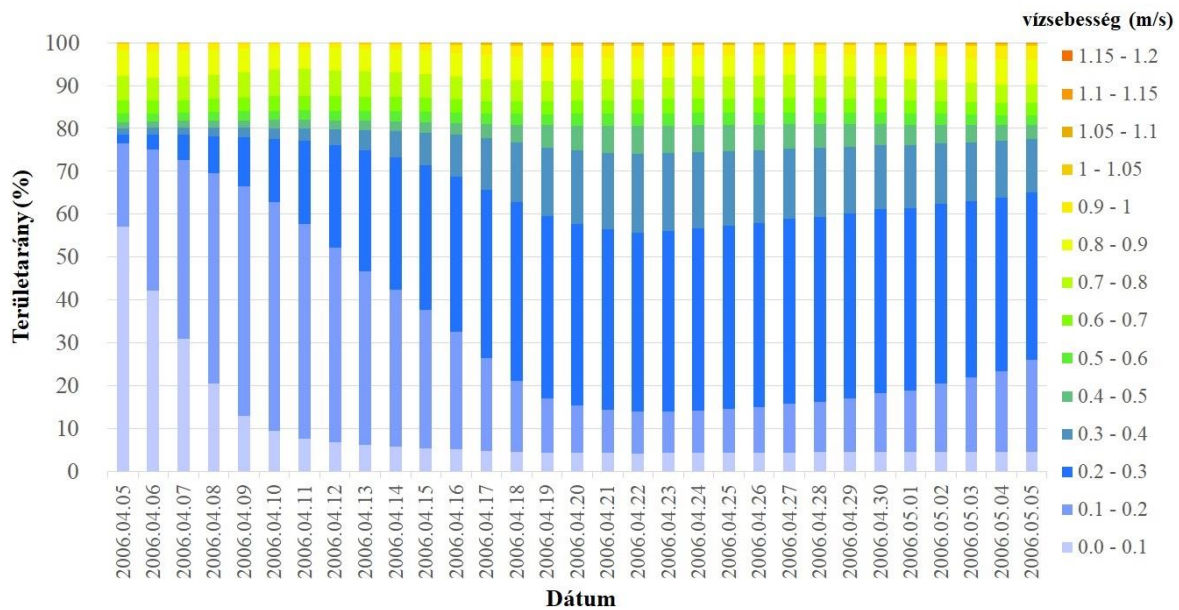


5.12. ábra: Sebességmezők százalékos megoszlása Sz_jelenlegi Szenárióban

Az **Sz_karbantartott Szenárió** esetében a vizsgált időszak első napján (2006.04.05.), az áradás kezdetén 79%-nyi területet foglaltak el a 0 – 0,3 m/s vízsebességgel rendelkező területek, ami 2%-kal kisebb területarány érték mint Sz_jelenlegi Szenárió esetében. A 0,3 – 0,6 m/s vízsebességű területek aránya 5%, míg a 0,6 m/s vízsebességnél nagyobb értékkel bíró területek aránya 17%. Ezek az adatok 1%-os illetve 2%-os növekedést mutatnak az Sz_karbantartott Szenárióhoz képest. Az áradás folyamán ugyanazon folyamatok voltak jellemzőek, mint az Sz_jelenlegi Szenárió esetében: a kis sebességű területek aránya 79%-ról 56%-ra csökkent, míg a 0,3 – 0,6 m/s vízsebességgel rendelkező térszínek aránya 5 %-ról 28%-ra nőtt (azaz több mint ötszörösére), míg a 0,6 m/s-ál nagyobb sebességgel rendelkező területek aránya 17% maradt (5.13. ábra).

A tetőzés napján sebességmaximum (1,1 m/s) valamelyest kevesebb volt, mint az Sz_jelenlegi Szenárió esetében (1,27 m/s), ahogy az 1 m/s-nál nagyobb sebességek aránya is csupán 0,8% volt. A változásokat vizsgálva elmondható hogy a karbantartott növényzet hatására a 0 – 0,3 m/s vízsebességgel rendelkező területek aránya 10%-kal csökkent tetőzéskor Sz_jelenlegi Szenárióhoz képest, míg a 0,3 – 0,6 m/s vízsebességgel rendelkező térszínek aránya 22%-kal növekedett, valamint a 0,6 m/s vízsebességet meghaladó területarány is növekedett 13%-kal (5.13. ábra, 5.4. táblázat).

Az apadás folyamán a trendek teljesen megegyeznek a Sz_jelenlegi Szenárióban tapasztaltakkal, azaz az alacsony sebességi kategóriájú területek aránya lassú növekedésnek indult és a tetőzés után 2 héttel, a területarány 56%-ról 64%-ra nőtt, ami 4%-kal alacsonyabb, mint Sz_jelenlegi Szenárióban, valamint a 0,3 – 0,6 m/s vízsebességgel rendelkező területek aránya 28%-ról 19%-ra csökkent, 2%-kal meghaladva Sz_jelenlegi Szenárió területarányának értékét. Összességében a növényzet karbantartása mind a tetőzés mind az apadás során csökkentette a kis (0 – 0,3 m/s) vízsebességű területek arányát, és növelte a 0,3 m/s-nál nagyobb vízsebességgel rendelkező térszínek arányát (5.13. ábra).

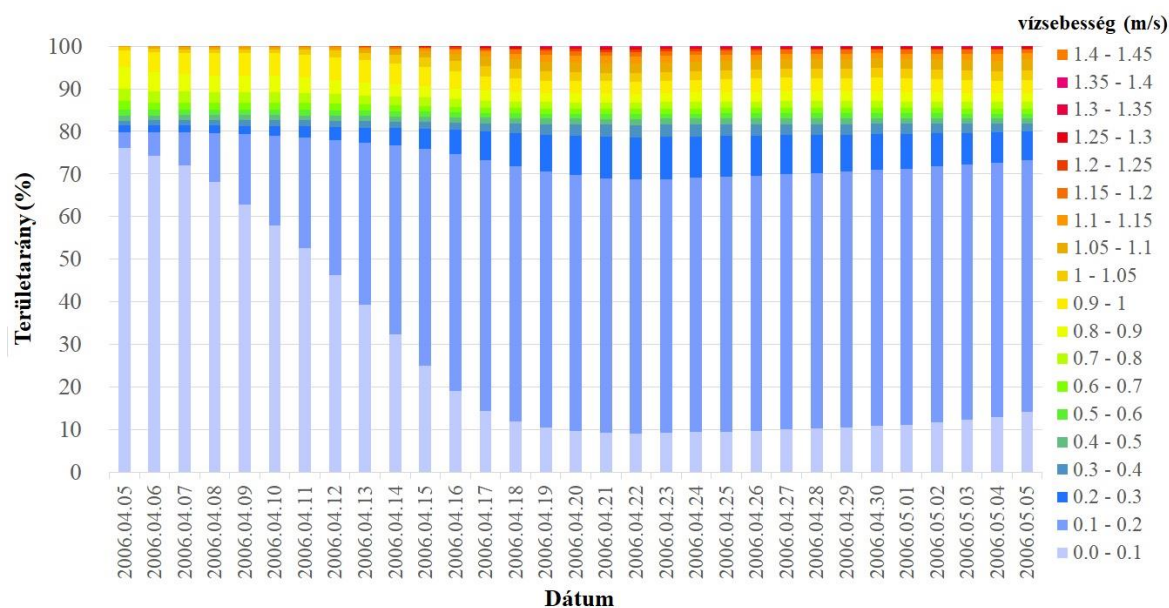


5.13. ábra: Sebességmezők százalékos megoszlása Sz_karbantartott Szenárióban

Az **Sz_invaszív Szenárió** esetében a modellezett időszak első napján (2006.04.05.) a sebességek területi aránya megegyezett az Sz_jelenlegi Szenárióban tapasztaltakkal, azonban a tetőzés időpontjáig jelentős különbségek alakulnak ki. A 0 – 0,3 m/s vízsebességgel rendelkező területek aránya alig csökkent (81%-ról 79%-ra) a tetőzés elérésékor, így 27%-kal volt nagyobb, mint Sz_jelenlegi Szenárió esetében. A 0,3 – 0,6 m/s vízsebességű területek aránya is szinte változatlan maradt, és csupán 1%-kal nőtt a 0,6 m/s sebességet meghaladó területek aránya (5.14. ábra).

Összehasonlítva Sz_invaszív Szenáriót Sz_jelenlegi Szenárióval tetőzéskor a 0,3 – 0,6 m/s közötti sebességek tartományában a területarány ötödére csökkenését tapasztaltam, ami a sebességek jelentős lassulást mutatja, ugyanakkor a maximális sebesség értéke 1,27 m/s-ről 1,42 m/s-re nőtt. Mivel a sebesség érték növekedésének maximuma nem mutatható ki a sebességértékek területi arányaiban, ezért levonható az a következtetés, hogy ez a növekmény kis területen lokálisan történt meg (5.4. táblázat).

Az apadás folyamata során is minimális változások tapasztalhatóak a Sz_invaszív Szenárión belül a sebességek területarányában: a sűrű növényzet gyakorlatilag állandósította a sebességmezők területi arányát az árhullám során. Az apadás során 79%-ról 80%-ra nőtt a 0 – 0,3 m/s vízsebességgel rendelkező területek aránya, ami 19%-kal haladja meg Sz_jelenlegi Szenárió értékét. A 0,3 – 0,6 m/s közötti sebességek területaránya 4 % volt, ami jelentős, 75%-os csökkenést jelent az Sz_jelenlegi Szenárióhoz képest. A sebességviszonyok területi arányának alakulása jól mutatja a növényzet sebességekre gyakorolt lassító hatását az árhullám áradó és apadó ágában is (5.14. ábra).

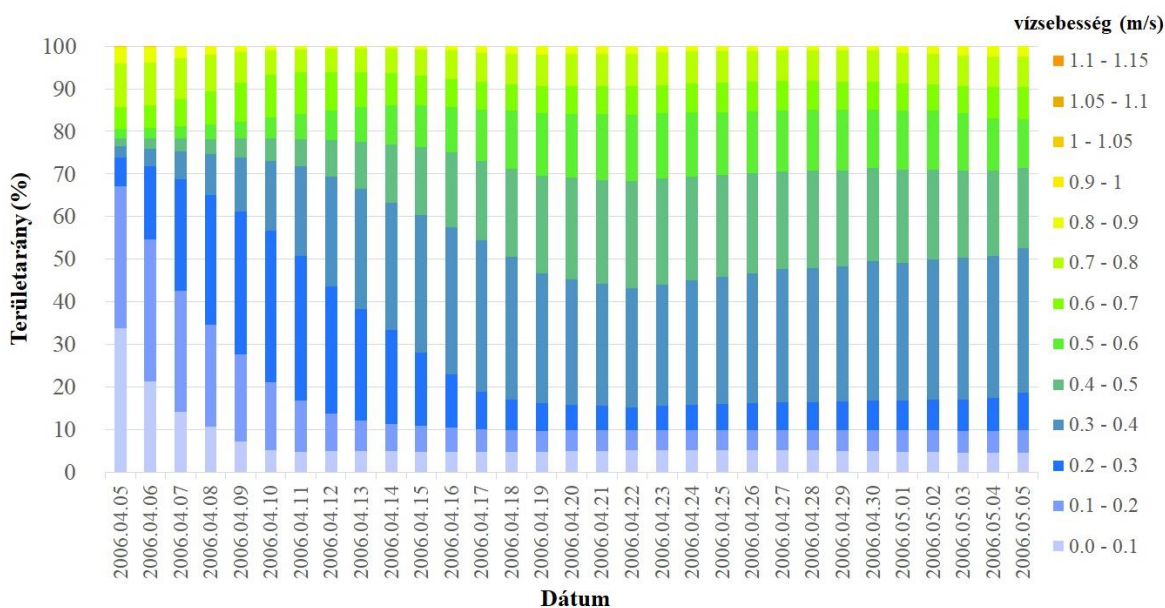


5.14. ábra: Sebességértékek százalékos megoszlása Sz_invasív Szenárióban

Az **Sz_rét Szenárió** esetén modelleztem a legjelentősebb beavatkozást a hullámtér növényzetébe, így itt tapasztalhatóak a legjelentősebb eltérések is az Sz_jelenlegi Szenárióhoz képest. A modellezett árhullám első napján a 0 – 0,3 m/s közötti sebességmezők a mintaterület 74%-át foglalták el, ami 9 %-kal kevesebb, mint a Sz_jelenlegi Szenárióban. A magasabb sebességtartományokban is eltérések láthatóak, 0,3 – 0,6 m/s sebességek területaránya 4 % helyett 7 %-ra nőtt, míg a $\geq 0,6$ m/s sebességmezők területaránya 15 %-ról 19%-ra nőtt az Sz_rét Szenárióban. Megfigyelhető, hogy a 0,6 m/s-nál nagyobb sebességek aránya egyik Szenárióban sem emelkedett 17 % fölé az áradó ágban, így arra lehet következtetni, hogy az Sz_rét Szenárióban a medren kívül a hullámtéren is kialakult nagysebességű (0,6 m/s-ot) meghaladó vízmozgás (5.15 ábra).

A tetőzés napjáig a 0 – 0,3 m/s közötti sebességmezők aránya 15%-ra csökkent, ami a Sz_jelenlegi Szenárióhoz képest is jelentős, hiszen csaknem felére csökkent ezen kis áramlási sebességű területek aránya. Ezzel a változással párhuzamosan nagymértékű növekedés látható a 0,3 – 0,6 m/s sebességmezők területarányában az árhullám kezdetéhez képest (+63%), ami így 46%-kal haladja az Sz_jelenlegi Szenárió értékét. Az Sz_rét Szenárióban sebesség maximuma tetőzéskor csupán 1 m/s volt, ami alacsonyabb, mint a Sz_jelenlegi Szenárióban modellezett maximális érték (1,27 m/s) (5.4. táblázat).

Az apadás során is számottevő változások jelentek meg Sz_rét Szenárióban Sz_jelenlegi Szenárióhoz képest. Az apadó ágban 0 – 0,3 m/s közötti sebességmezők területaránya 15%-ról 18%-ra emelkedett, de még így is csupán negyedannyi területet foglal el, mint az Sz_jelenlegi Szenárióban (5.4. táblázat).



5.15. ábra: Sebességmezők százalékos megoszlása Sz_rét Szenárióban

5.4. táblázat: Sebességmezők megoszlása (%) a különböző Szenáriókban a tetőzés időpontjában (2006.04.22.) a Mindszenti mintaterületen

	területi arány (%)			
	Sz_rét	Sz_jelenlegi	Sz_karbantartott	Sz_invazív
sebességmező (m/s)				
0-0,3	15,3	61,8	55,6	78,7
0,3-0,6	68,6	23,0	27,8	5,4
0,6-1,2	16,0	15,2	16,6	15,9

5.3.2. Sebességmezők vizsgálata a hullámtéren és a mederben a Mindszenti mintaterületen

Az előző fejezetben a leírt elemzés a gátak közötti teljes területre vonatkozott, azonban a Szenárió abban is különböztek, hogy milyen sebesség eloszlás jelent meg a mederben és a hullámtéren. Ezeknek a sebességbeli különbségeknek az ismerete hasznos lehet, bármely, a medret és a hullámteret alakító folyamat (pl. parterózió, partbiztosítások beomlása, hullámtér feltöltődés) vizsgálatakor.

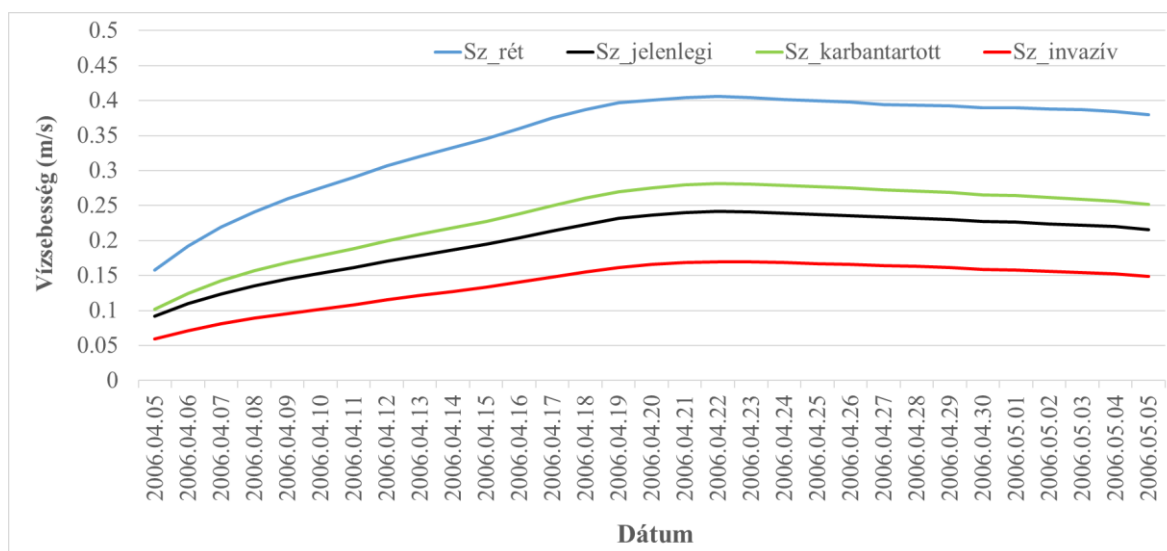
A **hullámtéren** minden vizsgált Szenárióban az áradó ágban a sebességnövekedés mértéke meghaladja az apadó ágban a sebességcsökkenés mértékét (5.16. ábra), azaz az áradás során a vízsebességek gyorsabban nőnek napról-napra, mint ahogy apadáskor csökkennek.

Az alap Szenárió esetében (Sz_jelenlegi), a hullámtéren a modellezett időszak első napján (2006.04.05) a sebességmezők területi átlaga 0,09 m/s volt. Ez a tetőzés időpontjáig 0,24 m/s-re, azaz 2,6-szorosára növekedett. Az apadás lassú folyamatát, ezt jól szemlélteti a hullámtéri átlagsebességek lassú változása az apadó ágban. Az apadás során Sz_jelenlegi Szenárióban 2 hét alatt csupán 11%-kal csökkent az átlagsebesség értéke (0,21 m/s). Amennyiben a mintaterületen a sűrű és nagyon sűrű osztályokba sorolt erdők aljnövényzetét gondoznak (Sz_karbantartott), a hullámtéren a sebességmezők átlaga már az árhullám kezdetén is 11%-os növekedést mutatna (0,1 m/s). Tetőzéskor 0,28 m/s-ra, azaz 16%-kal

emelkedne a hullámtéri átlagsebesség az Sz_jelenlegi hullámtéri átlagsebességéhez képest, tehát felgyorsulna az árhullámok levonulása. Az apadás folyamata az árhullám jellegéből adódóan lassú maradt, azonban a modellezett időszak végére (2006.05.05) az átlagsebesség 17%-kal magasabb volt, mint Sz_jelenlegi Szenárióban (5.16. ábra).

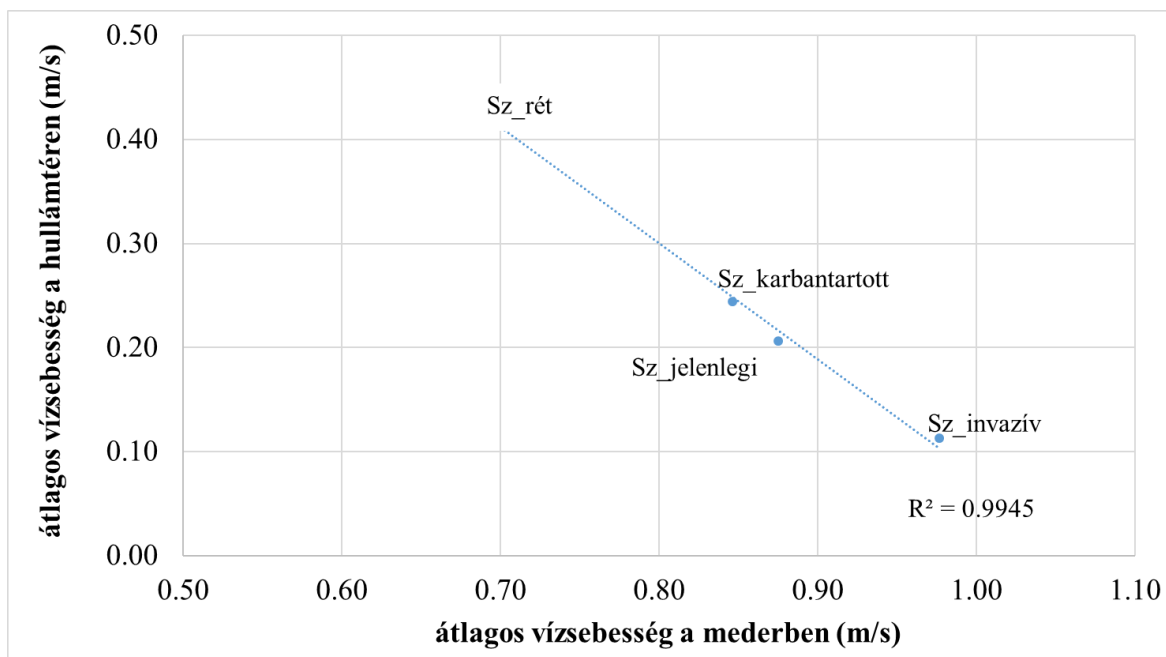
Amennyiben a vizsgált hullámteret teljes mértékben rét/nyílt felszín borítaná (Sz_rét), a területi átlagsebesség az árhullám első vizsgált napján 0,16 m/s lenne, ami 73%-kal haladna meg Sz_jelenlegi Szenárió értékét. A tetőzés időpontjában a hullámtér átlagsebességének maximuma 0,41 m/s-nak adódott, ami 68%-kal haladja meg az alap állapot (Sz_jelenlegi) sebességviszonyait. Az apadó ágban rét-legelő növényzeti viszonyok és az árhullám tulajdonságainak következményeként a hullámtéri átlagsebesség 2 hét alatt 0,41 m/s-ról csupán 0,38 m/s-ra csökkent, ami 76%-kal haladja meg a viszonyítási Szenárió (Sz_jelenlegi) értékét (5.16. ábra).

A negatív szélsőséget a lefolyás szempontjából az jelentené, ha az erdőkben sűrű lenne az aljnövényzet, és a parlagokat is ellepnék az invazív fajok (Sz_invazív). Ebben az esetben a hullámtéren a sebességértékek területi átlaga az árhullám kezdetén 0,06 m/s-ra csökken, ami 35%-kal alacsonyabb, mint a kiindulási Szenárióban. A tetőzéskor Sz_invazív és Sz_jelenlegi Szenárió között 30%-os sebességcsökkenés jelentkezik a sűrű növényzet hatására, és ez a sebességcsökkenés az apadó ágban is fennmarad ahol 0,15 m/s-ra csökken le a hullámtéri átlagsebesség, 31%-kal alul múlva jelenlegi állapot értékét (5.16. ábra).



5.16. ábra: Hullámtéri sebességek területi átlaga naponta a modellezett Szenáriókban

A **mederben** az árvíz vízsebessége szoros kapcsolatban van a hullámtér vízsebességével, ugyanis a modellek azt mutatják, hogy ha a hullámtéren nő a vízsebesség, akkor a mederben csökken. Ez a folyamat jól megfigyelhető a modellezett Szenáriók összehasonlításakor (5.17. ábra).



5.17. ábra: A mederben és a hullámtér egészén mért átlagos vízsebesség alakulása tetőzéskor a vizsgált scenáriók során az 212.8 fkm-ben

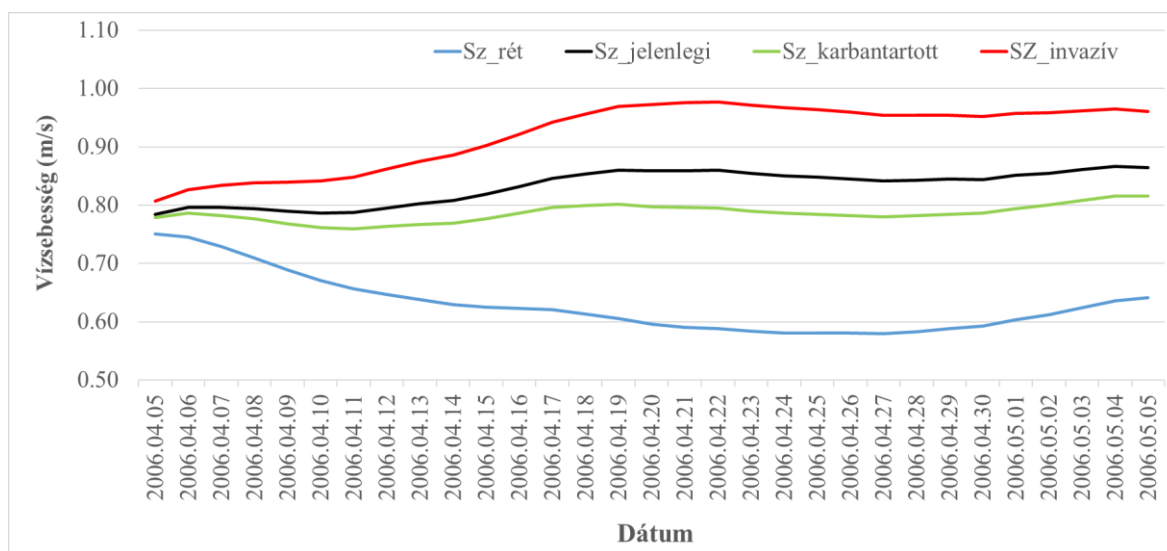
A kiindulási alapot nyújtó (Sz_jelenlegi) változatban a mederben lévő vízsebességek területi átlaga az árhullám kezdeti szakaszában 0,80 m/s. A tetőzés eléréséig fokozatosan nőtt a mederben az átlagos vízsebesség 0,86 m/s-ig. A sebesség alakulása alapján a 2006-os árhullám apadó ága két részre bontható. A tetőzés utáni időszakban (04.22-04.28) az apadás nagyon lassan indult meg, 7 nap alatt mindössze 20 cm-rel csökken a vízszint, majd a második időszakban (04.29 – 05.05) az apadás felgyorsult, és egy hét alatt már 50 cm-t csökkent a vízszint. Ezt a változást a mederben lévő vízsebesség is mutatja, hiszen az apadás első időszakában a meder átlagsebessége némileg csökkent (6%-kal), majd a mederben ismét nőtt a vízsebesség (0,87 m/s-ig), azaz apadás intenzívebbé vált (5.18. ábra).

A fent leírt folyamatok az Sz_karbantartott scenárió során is jellemzőek voltak. Az árhullám áradó ágában a meder átlagsebesség értéke emelkedett (0,78-0,8 m/s-ra), de kevésbé gyorsan, mint az Sz_jelenlegi árhullám esetében, így tetőzéskor 7%-kal kisebb volt a mederben a vízsebesség területi átlaga. Ez annak köszönhető, hogy a hullámtéren karbantartott növényzet kisebb mértékben akadályozta az árhullám levonulását a hullámtéren, így az áradás levezetése nem volt annyira a mederre korlátozva, mint az Sz_jelenlegi scenárió esetében. Az apadás során itt is elkülöníthető volt egy lassabb és a gyorsabb fázis: a tetőzés utáni hétben a mederben áramló víz átlagsebessége 0,79 m/s-ra csökkent, majd az apadás intenzívebbé válásával 0,82 m/s-ra nőtt.

A fentiekkel szemben az aljnövényzet sűrűségének növekedésével (Sz_invazív) a mederben az átlagsebesség növekedése figyelhető meg. Az átlagsebesség növekedése azt jelzi, hogy az árhullám a mederbe szorult, mivel csökkent a hullámtér vízsebessége (5.18. ábra). Az Sz_invazív scenárió során a mederben a vízsebesség átlaga 0,86 m/s-ról 0,98 m/s-ra nőtt a tetőzésig, ami 14%-kal magasabb, mint az Sz_jelenlegi scenárió esetében. Az eddig megfigyeltnek megfelelően az apadás első hetében a mederbeli vízsebesség területi átlaga kis mértékben csökkent (0,95 m/s), majd ismét növekedni kezdett (0,97 m/s) az apadás felgyorsulásával.

Az Sz_rét scenárió az eddig scenárióktól abban különbözik, hogy ebben az esetben a hullámtér növényzeti akadályok megszűnése miatt teljes szelvényében le tudja vezetni az árhullámot, így a sebességértékek a mederben nagymértékben csökkentek. Az árhullám kezdetén, amikor még szinte a teljes vízszállítás a mederbe összpontosult, akkor a legnagyobb Sz_rét scenárióban a meder vízsebességének területi átlaga (0,75 m/s). Ebben a scenárióban a meder átlagsebesség értékeinek csökkenése egészen az apadás második szakaszáig tart (2006.04.28), amikor elérte a 0,58 m/s értéket. Az apadás második, intenzív szakaszában a mederben a vízsebességek területi átlaga 0,64 m/s-ra emelkedett (5.18. ábra).

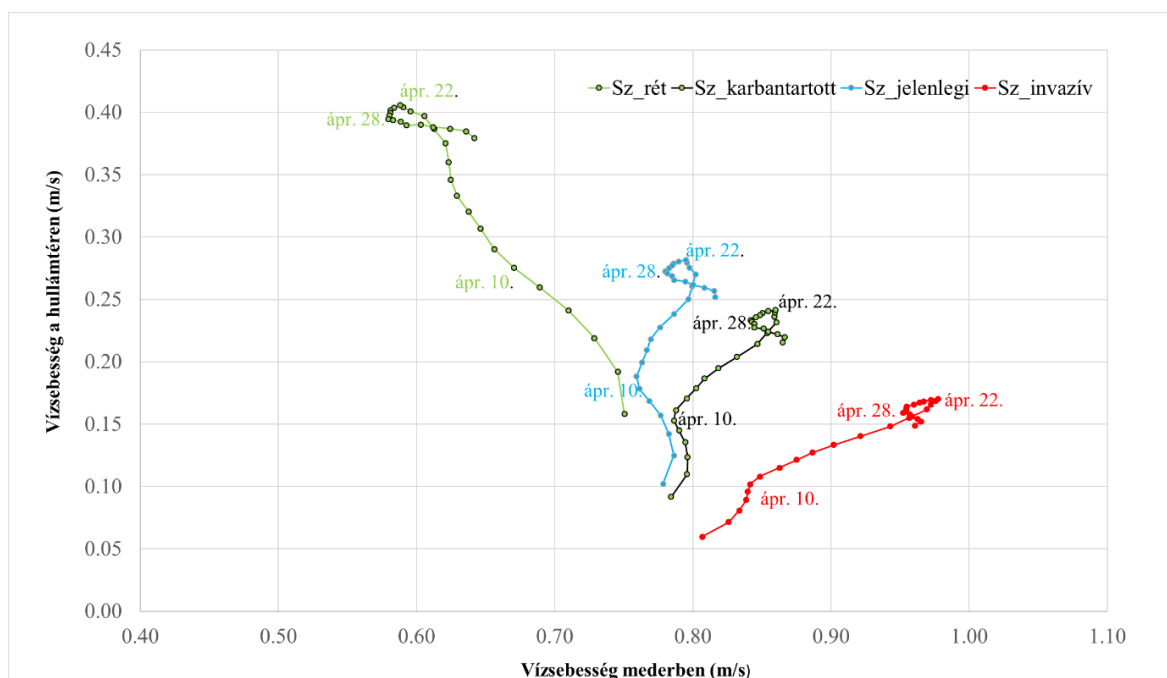
Az Sz_jelenlegi scenárióval összehasonlítva a tetőzés időpontjában a meder területi átlagának vízsebesség értéke 33%-kal kevesebb, mint az Sz_jelenlegi scenárióban. Az elemzés alapján jól látható, hogy az Sz_rét scenárió esetében a hullámtér "tehermentesíti" a medret, így a vízszállítás a hullámtéren is jelentős. Ugyanakkor a mindsenti mintaterületen ehhez az is hozzájárulhat, hogy itt található az Alsó-Tisza legszűkebb kanyarulata (Ányási- kanyarulat), amely az árvíz jelentős részét arra kényszeríti, hogy a kanyarulat mögötti sávban vonuljon le. Tehát a hulláméri és mederbeli vízsebességek alakulását nem csupán a hullámtér növényzete, de a kanyarulat morfológiája is befolyásolhatja.



5.18. ábra: Mederben a vízsebességek területi átlagának alakulása a mindsenti mintaterületen

Összehasonlítva az egyes scenáriókban a hullámtér és meder átlagsebességeinek kapcsolatát megállapítható, hogy ezt leginkább egy hurokgörbe írja le (5.19. ábra), mivel a meder és a hullámtér sebességviszonyainak összefüggése időben változik. A hurokgörbék első szakasza április 5-től 10-ig tartott. Ebben az időszakban a mederben a sebességek mérsékelten változtak, míg a hullámtéren intenzív sebességnövekedés látható, ami a hullámtéren szétterjedő árhullámmal magyarázható. Miután az árhullám beborította a hullámtér és lassan elérte a tetőzés szintjét (április 10-22), a mederben intenzívebbé vált a sebesség növekedése a növényzeti érdesség függvényében. Minél nagyobb a növényzeti érdesség, annál intenzívebb a mederben a vízsebesség növekedésének üteme, ami miatt a hurokgörbék óramutató járásával ellentétesen elfordultak. Így alakulhatott ki az a helyzet, hogy az Sz_rét scenárióban a mederben a vízsebesség az áradás előrehaladtával egyre csökkent. A tetőzés elérése után a harmadik a szakaszban (április 22-28) az apadás lassú folyamatként indult el, a hullámtéren és a mederben is mérséklődtek a sebességek, a

kapcsolatot leíró görbe elfordul. Az árhullám utolsó szakaszában (április 29-től) a víztömeg levezetődése elindul a mederben, így kezdtek újból növekedni a vízsebesség értékek, míg a hullámtéren továbbra is lassan csökkentek (5.19. ábra).



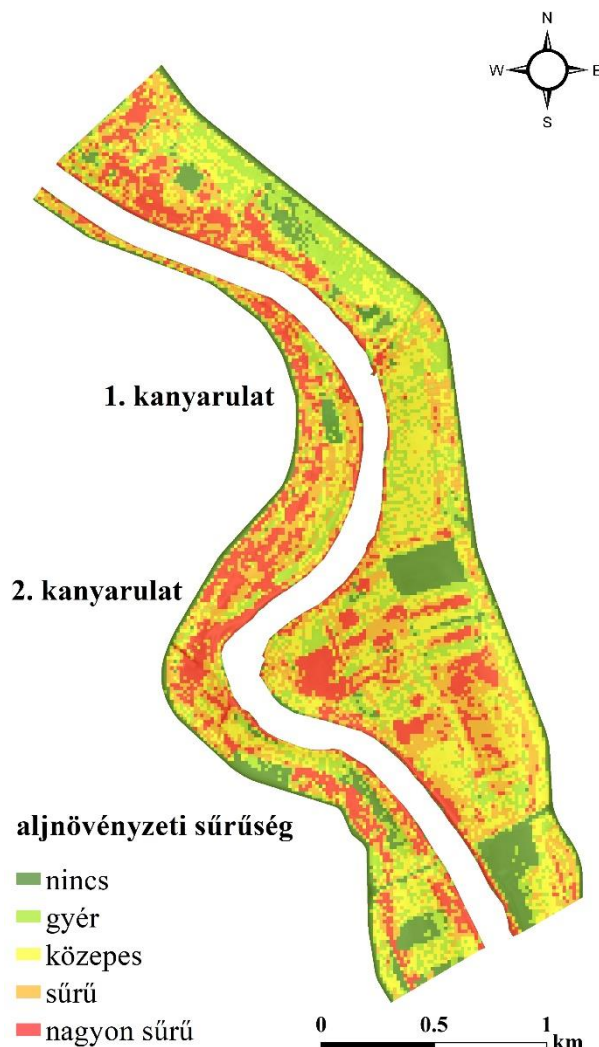
5.19. ábra: Átlagos vízsebesség értékek alakulása a mederben és a hullámtéren az egyes szcenáriókban

5.3.3. Vízsebesség térbeli alakulása a mindszeinti mintaterületen a tetőzés időpontjában

A bal oldali hullámtér északi, töltés melletti részén gyér aljnövényzetű nemes nyáras ültetvények találhatók, míg a folyóhoz közeli területeken sűrű aljnövényzetű ártéri füzes zóna húzódik. A mindszeinti 1. kanyarulat déli részén a bal oldali hullámtéren a folyó menti szakaszon gyér illetve közepes sűrűségű aljnövényzet található a nemes nyárasokban, míg a töltéshez közel gyalogakáccal sűrűn benőtt nemes nyáras húzódik. A 2. kanyarulat bal oldali hullámtérén jelenleg nagyrészt felhagyott kiskertek láthatók sűrű aljnövényzettel, közéjük ékelődő szántóval, közepes sűrűségű nemes nyárasokkal, míg a folyó mentén nagyrészt sűrű aljnövényzetű ártéri füzesek helyezkednek el (5.20. ábra). Ezen változatos növényzeti sűrűség viszonyok a kialakult sebesség mezőkben is visszatükröződnek.

A jelenlegi (**Sz_jelenlegi**) modellváltozatban a bal oldali hullámtéren a sűrű aljnövényzetű, folyóparti zónában a vízsebesség még tetőzéskor sem haladja meg 0,1-0,2 m/s-ot (5.20. ábra). Ugyanakkor ez a nagy érdességű sáv szinte a **töltésnek szorítja** a vízáramlást. Így a gyér növényzetű nemes nyárasban, különösen annak mélyfekvésű területein (egykori elszántott kubikgödrök) 0,5-0,6 m/s-ra gyorsul a víz és jól kirajzolódik, hogy az ártér közepén húzódó csatorna, illetve a fasorok ebben a helyzetben alapvetően képesek befolyásolni a vízáramlást. A mederben 1-1,1 m/s a jellemző vízsebesség. A mederből több kisebb fokon lép ki a víz a hullámtérre, egyikük egy mélyfekvésű sarlólappal a szántóterületre vezeti a vizet, ahol 0,4-0,5 m/s sebesség értékek alakulnak ki. Ezzel szemben a sűrű és nagyon sűrű aljnövényzetű területeken 0,1-0,2 m/s-ra lassul le a vízáramlás sebessége.

Az **Sz_karbantartott** scenárióban az aljnövényzet karbantartásával főleg a partközeli sáv érdekessége javul. Ezért a folyómenti szakaszon a vízsebesség 0,2-0,4 m/s-ra növekszik, míg a töltés melletti részen 0,3-0,5 m/s-ra csökken le, továbbá a mederben is 0,8-1 m/s-ra lassul a vízsebesség értéke. Az kanyarulatokhoz kapcsolódó fokok összeolvadva már egy szélesebb sávot képeznek ahol a vízsebesség 0,5-0,6 m/s (5.21. ábra).



5.20. ábra: Aljnövényzet (1-5 m) sűrűségi viszonyok a mindszenti mintaterületen

Az **Sz_invazív** scenárióban látható, hogy a sűrű aljnövényzet további tértnyerésével a sebesség a 0,1 m/s-ra lassul a terület egészen a vízáramlás, ebben az állapotban csaknem egyformán pang a víz a hullámtér egészen, nem alakulnak ki határozott vízvezető sávok, és a víz kilépése is mérsékelt a hullámtérre a fokokon keresztül. Ezzel párhuzamban a mederben 1,2-1,3 m/s-ra gyorsul vízsebesség, és az 1. kanyarulat alsó és felső harmadában is lesznek kimondottan nagy sebességű (1,4 m/s) területek (5.21. ábra).

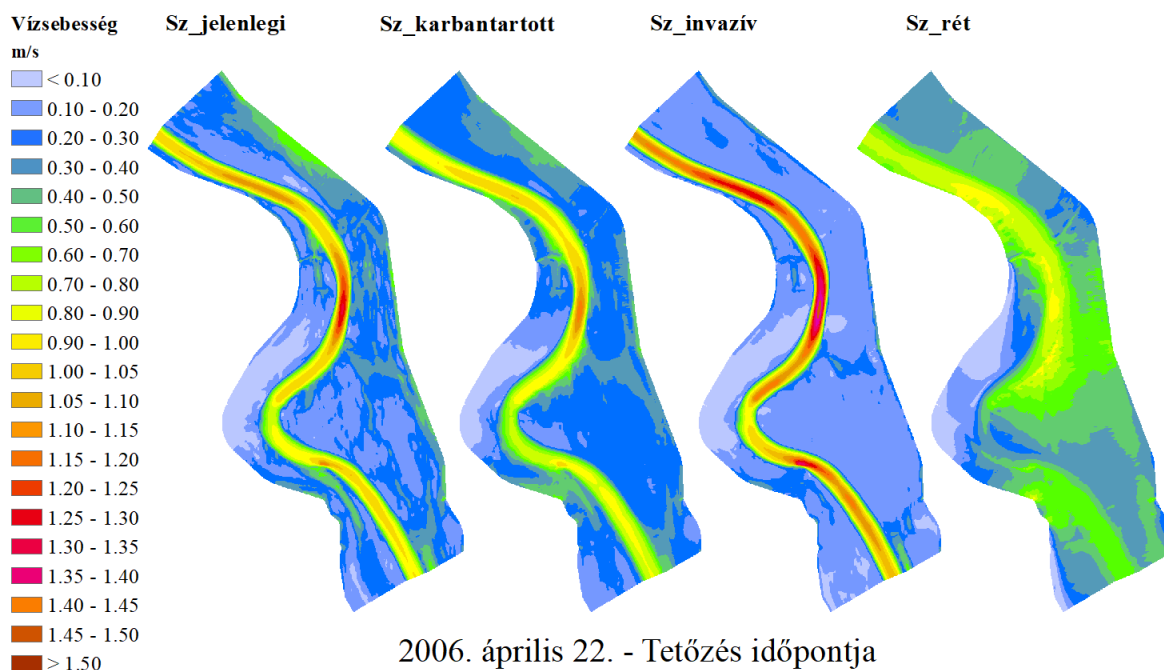
Az **Sz_rét** scenárióban ahogy az 1. kanyarulat alsó harmadában kitör a víz a balparti hullámtérre az egész ártéren 0,5-0,7 m/s-ra gyorsul, és a 2. kanyar felső fokok összeolvadnak az 1. kanyarulat alsó fokaival, széles kiáramlási zónát hozva létre, ezek "vízszállítási" folyosók egészen a töltésekig kiszélesednek és a vízsebességek maximuma a 0,8 m/s-ot is eléri. Mivel ebben a változatban a mederhez közeli területek is gyér

növényzetűek, így gyakorlatilag a medermorfológia, a hullámtér domborzata és szélessége határozza meg az áramlás irányát és sebességét. A mederből a víz általában a kanyarulatok alsó harmadában lép ki a hullámtérre, széles sávban, amelynek szélességét meghatározhatja a kanyarulat sugara (ennek bizonyításához több kanyarulatot kellene modellezni) és a hullámtér szélessége (a szűk jobb oldali hullámtéren a folyamatok kevésbé tisztán kivehetők). A hullámtér mély fekvésű területein, a bal oldali kubikgödrök sávjában is felgyorsul a vízsebesség (0,5-0,6 m/s). Mindeközben a mederben az összes scenárió közül a legkisebb vízsebességek uralkodnak (0,6-0,8 m/s), így ebben az esetben mérséklődne a legjobban a bevágódás folyamata (5.21. ábra).

A 2. kanyarulat jobb oldali hullámtéren egy áramlási holtter alakul ki minden scenárióban, mivel a mederre merőleges futó, szabályozáskori gát maradványai itt még megvannak, és visszaduzzasztják a vizet. Ezért még az Sz_rét scenárióban is a kanyarulat hullámtéri részén nagy kiterjedésű az a terület ahol 0-0,1 m/s közötti az áramlás sebessége. Ezen a térszínen sűrű aljnövényzetű gyalogakáccal erősen fertőzött aljnövényzet található, azonban a modell változatok jól mutatják, hogy ezen a területen az aljnövényzet karbantartása nem jelent jelentős változást a vízsebességek tekintetében (5.21. ábra).

Összeségében a növényzet sűrűségének függvényében nem csupán a fokok szélessége, de vízsebessége is változik: minél kisebb a partmenti sáv növényzeti sűrűsége, annál szélesebb sávban továbbítják a fokok a vizet és annál nagyobb vízsebességgel a hullámtér távolabbi területei felé. Ez a jövőbeli tervezés szempontjából azt is jelentheti, hogy érdemes lenne ezeket a fokokat és vízvezető sávokat fenntartani, növényzetüket gondozni, így a vízkilépést elősegíteni. Ez pozitívan befolyásolhatná a mederbeli folyamatokat is, mivel csökkentené a meder vízsebességét és bevágódását.

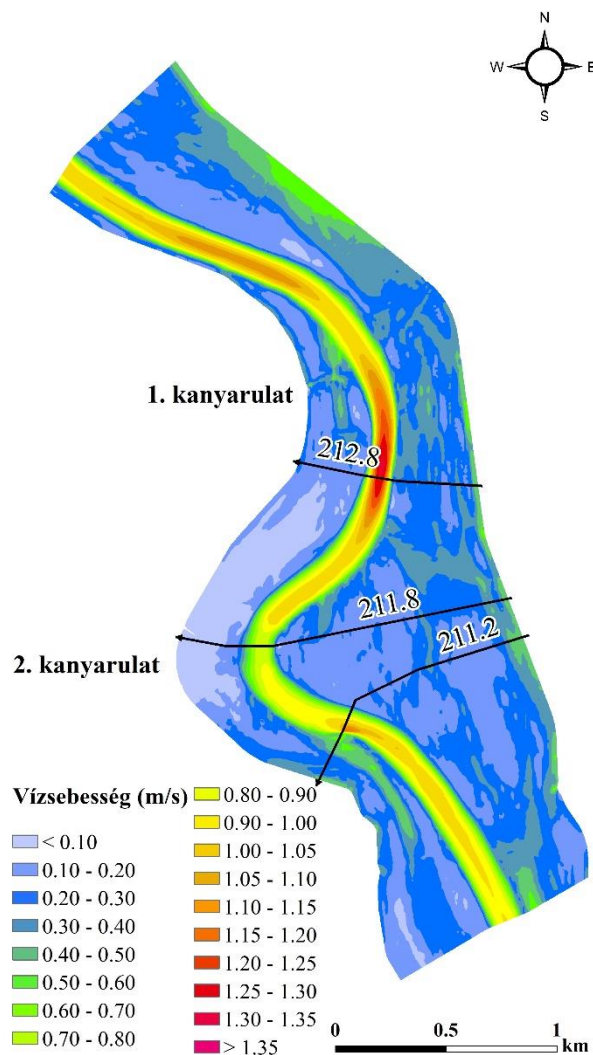
A térbeli elemzés megmutatja, hogy a növényzeti érdesség hatására mely területeken lassul le vagy éppen gyorsul fel az áramlás. A nagyobb vízsebességű áramlási zónák a töltés előterében és a mederben károsak árvízvédelmi szempontól, hiszen a védműveknek nekifeszülő víz a gátakat megbonthatja (Altinakar et al. 2008). Ugyanakkor a meder nagy vízsebessége fokozza a bevágódást csökkentve ezzel a környező talajvízszinteket is (Lóczy et al. 2016). A hullámtéren a vízszállítás lelassulása az akkumuláció felgyorsulását eredményezi (Sándor és Kiss 2008, Nagy et al. 2018b, Kiss 2019b), és ez emeli az árvízszinteket (Kiss 2019a). Ezen tényezőket figyelembe véve javaslatom szerint a hullámtéri növényzet karbantartása nagy területen kell megvalósuljon, és kiemelten azokon a területeken, ahol az áramlást a legnagyobb mértékben lehet felgyorsítani a partok és a töltések, védművek megóvása mellett. A modellezések alapján ezen területeket a hullámteret és a medret összekötő fokok jelentik melyek növényzeti karbantartása és kialakítása kiemelt jelentőségű a hullámtéri vízszállítás kapcsán. Az eredmények alapján fontos azokat a térszíneket is azonosítani, melyek növényzeti karbantartása a terepviszonyok miatt nem jelent jelentős javulást a vízszállításban



5.21. ábra: Vízsebességek alakulása a mindszei mintaterületen a tetőzés időpontjában a különböző modellváltozatokban

5.3.4. Vízsebesség alakulása különböző morfológiájú kanyarulatokban a mindszei és az algyői mintaterületeken

A mindszei folyószakaszon két különböző morfológiájú kanyarulat található. Az északi, 1. kanyarulat (214-212 fkm, 5.22. ábra) tág, nagy görbületi sugárral (850 m) rendelkezik, ugyanakkor itt a meder viszonylag keskeny (140 m). Folyásirányban a következő, 2. (ányási) kanyarulat (212-211 fkm) kis görbületi sugarú (275 m), a szélesebb mederrel rendelkezik (160-180 m). Ezekben a különböző morfológiájú kanyarulatokban lehetőség volt arra, hogy a különböző növényzeti scénáriókhoz kapcsolható vízsebesség változásokat kiemelten is elemezzem a morfológiával összevetve (5.22. ábra).



5.22. ábra: A Mindszentnél vizsgált kanyarulatok és a részletesen bemutatott keresztaszvénnyek elhelyezkedése. A vízsebességek a Sz_jelenlegi szcenárió alapján a tetőzéskor (2006. április 22) uralkodó állapotokat tükrözik.

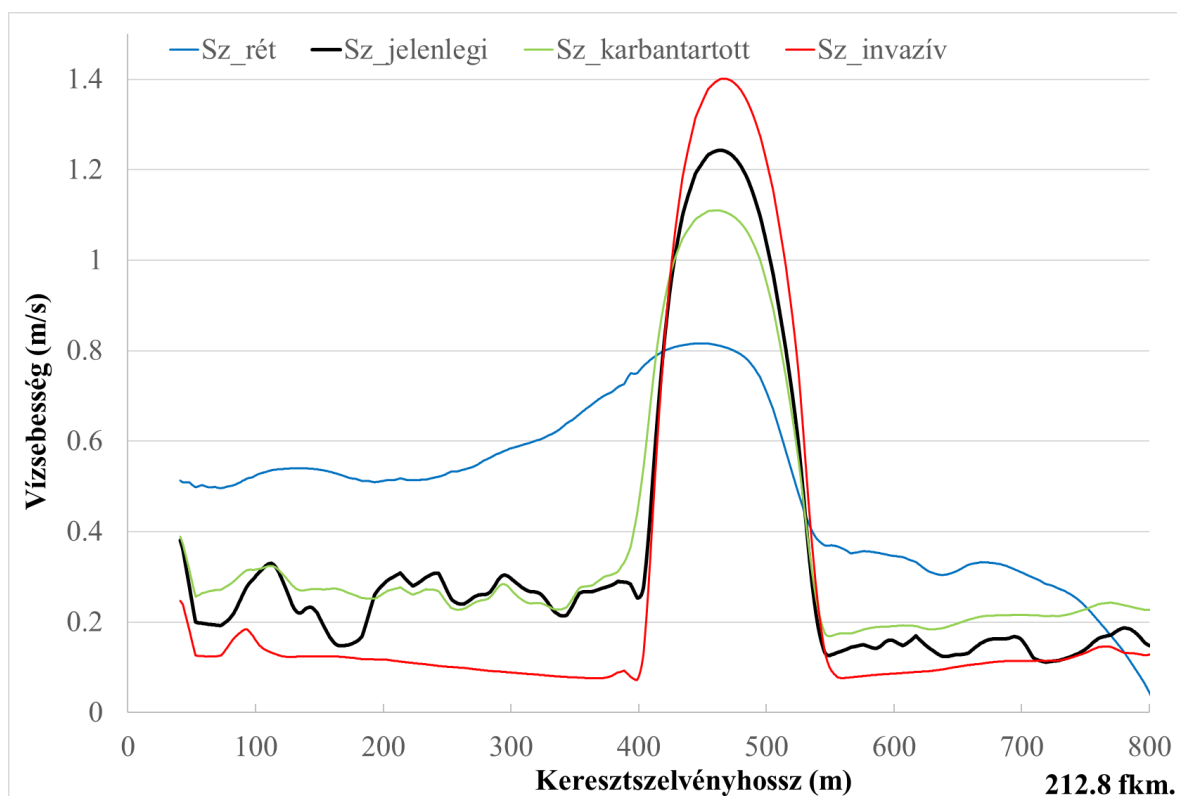
A) Közepes görbületi sugarú kanyarban a vízsebességek alakulása tetőzéskor, illetve az áradó és apadó ágban

Az **1. kanyarulat hullámtérén** miután a víz kilépett a mederből, lerövidítette az utat és a hullámtérrel párhuzamosan folytatta útját. **Tetőzéskor** az **Sz_jelenlegi** szcenárió esetében a 212,8 fkm-nél lévő keresztaszvénny alapján mutatom be a hullámtér sebességviszonyait. Itt 0,35 m/s a szelvénny átlagsebessége ($v_{sz\hat{a}tl}$). A bal oldali hullámtérén a vízsebességek 0,15 és 0,3 m/s között változnak, ugyanakkor a jobb oldali hullámtérén a sűrű növényzet miatt a vízsebesség kisebb (0,1-0,2 m/s). Összehasonlításképpen, a mederben ekkor a vízsebesség maximuma 1,2 m/s volt, azaz a hullámtéri vízsebességek ennek legfeljebb negyede-hatoda.

Az **Sz_rét** szcenárió esetében tetőzéskor ugyanazon szelvénny átlagsebessége már 0,5 m/s, ami 43%-kal magasabb érték, mint a Sz_jelenlegi szcenárió esetében. A növényzeti akadályok megszűnésével, a bal oldali hullámtérén a sebességértékek (0,5-0,7 m/s) több mint két-háromszorosára nőttek, de a jobb oldali hullámtérén is csaknem megduplázódott a vízsebesség (0,2- 0,3 m/s).

Az **Sz_karbantartott** scenárióban az árhullám tetőzésekor keresztaszelvény átlagsebessége csupán 7%-kal nőtt a kiindulási állapothoz képest. A bal oldali hullámtéren a minimum sebesség értéke 67%-kal 0,25 m/s-ra növekedett, míg a maximum értéke gyakorlatilag ugyanannyi maradt 0,3 m/s. A jobb oldali hullámtéren a vízsebességek 0,17-0,3 m/s-ra nőttek, ami azt jelenti, hogy a kiinduló állapothoz képest 54 illetve 37 %-al nőtt a vízsebesség.

Az **Sz_invazív** változatban tetőzéskor a szelvény átlagsebessége 10%-kal csökkent. A baloldali hullámtéren a vízsebesség csupán 0,07-0,18 m/s lett, ami a jelenlegi állapothoz képest 40-50%-os áramlási sebesség csökkenést mutat. Ugyanakkor – a többi scenáriótól különbözve – a jobb oldali hullámtéren is hasonló sebességviszonyok alakultak ki (0,07-0,18 m/s), ami már csak kb. 20-27%-os csökkenést takar. Tehát a vízsebesség értékek a két oldalon egységesebbé váltak.



5.23. ábra: Vízsebesség értékek alakulása a Mindszenti 1. kanyarulat alsó harmadában (212.8 fkm) lévő szelvényben a négy vizsgált scenárióban a tetőzés időpontjában (2006.04.22)

A 1. kanyarulat alsó harmadában **a meder** beszűkül és a sodorvonal a kanyarulat külső ívének feszül, így minden scenárióban itt érte el maximumát a mederben mért vízsebesség. A meder a magas vízsebesség miatt bevágódik, így a 2017-es mederfelmérés szerint itt a legmélyebb pont 64,8 mBf. helyezkedett el, azaz tetőzéskor itt 17,6 m vízoszlop alakult ki. A meder összeszűkülése és a kanyarulat geometriája miatt 212,8-as fkm mederszelvényében alakultak ki a mintaterületen a legmagasabb vízsebesség értékek. A tetőzés időpontjában az **Sz_jelenlegi** scenárió esetében a vízsebesség maximuma a mederben (v_{max}) 1,2 m/s. Amennyiben a hullámtér érdekessége jelentősen kisebb (**Sz_rét** scenárió), a mederben a vízsebesség maximuma 0,8 m/s-ra csökkent, azaz harmadával mérséklődött. A jelenleginél ritkább növényzet esetén (**Sz_karbantartott**) $v_{max}=1,1$ m/s (-

10 %), míg a jelenleginél sűrűbb hullámtéri növényzet esetén (Sz_invasív) a maximális vízsebesség a mederben 1,4 m/s-ra nőtt, azaz 13%-kal emelkedett meg. Tehát megállapítható, hogy minél inkább csökken a hullámtéren a vízsebesség, annál inkább az árvíz víztömege „beszorul” a mederbe, és így ott egyre magasabb vízsebességek alakulnak ki.

Míg a fenti részletes jellemzésben a tetőzéskor fellépő különbségeket részletesen bemutattam az egyes scenáriók esetében, addig az árhullám áradó illetve apadó ágában csak a főbb különbségekre szeretnék utalni. Az **árhullám áradó ágának** kezdetén (2006.04.06), amikor még csupán 1-2 m vízoszlop borította a hullámteret, a vízsebességek átlaga a különböző scenáriókban 26-30%-kal alacsonyabb, mint tetőzéskor. A legkisebb különbség (26%) az Sz_rét scenárió esetén adódott, míg a legnagyobb Sz_karbantartott (30%) változatban, és ugyanolyan mértékű az eltérés (28%) a tetőző és az áradó ág között az Sz_jelenlegi és Sz_invasív változatokban egyaránt. A vízsebesség térbeli különbségei a tetőzéskor leírtakkal megegyeznek, azaz a mederben jóval nagyobb a vízsebesség, mint a hullámtéren, és a bal oldali hullámtéren a vízszint növekedésével fokozatosan egyre nő a kanyarulat mögött átvágó víztömeg sebessége. Az **apadás** folyamata nagyon lassan indult meg a tetőzést követően, mivel a modellezett 2006-os árhullám visszaduzzasztás alatt állt. Ezért a tetőzés után 10 nappal (2006.05.02.) a szelvény átlagos vízsebesség értékei csupán 2%-al csökkentek mind a négy modellezett scenárióban.

B) Kis görbületi sugarú kanyarban a vízsebességek alakulása tetőzéskor, illetve az áradó és apadó ágban

A kis görbületi sugar miatt a **2. (ányási-)kanyarulat**ra más vízsebesség viszonyok voltak jellemzőek, mint az 1. kanyarulatra. Ennek egyik oka, hogy a mederben a vízsebesség lecsökkent a felvízi, 1. kanyarulathoz képest, mivel szélesebb a meder. A másik ok, hogy az éles kanyar miatt a felvíz felől érkező vízmennyiség egy része az 1. kanyarulat alsó harmadában kilépett a hullámtérre, és a 2. kanyarulat nyaka mögött hömpölygött végig. A folyamatok részletes bemutatására ebben a kanyarulatban két szelvényt vettem fel, hogy a vízsebesség értékeket részletesen bemutathassam a kanyarulat felső harmadánál (211,8 fkm) és a kanyarulat alvízi mederszűkületénél (211,2 fkm).

A hullámtéri vízsebességeket alapvetően befolyásolja, hogy a jobb oldali hullámtéren a kanyarulat geometriája egy régi gát maradványa és a sűrű növényzet miatt áramlási holtter jött létre, míg a bal oldali hullámtéren a töltéssel párhuzamos irányban alakult ki a vízszállítás útvonala. A kanyarulat alvízi szakaszán a meder összeszűkült, ami miatt egy újabb vízkilépési pont alakul ki a jobb oldali hullámtér irányába. Az árhullám **tetőzésekor a kanyarulat felső harmadánál (211,8 fkm) a hullámtéren** az Sz_jelenlegi scenárió esetében 0,22 m/s volt a hullámtéren a szelvény átlagsebessége. A bal oldali hullámtéren a vízsebesség 0,05-0,39 m/s között, míg a jobb oldalon 0,01-0,16 m/s között alakult. Mindkét oldalon a minimális értékek áramlási holtterek kialakulására utalnak (5.24. ábra).

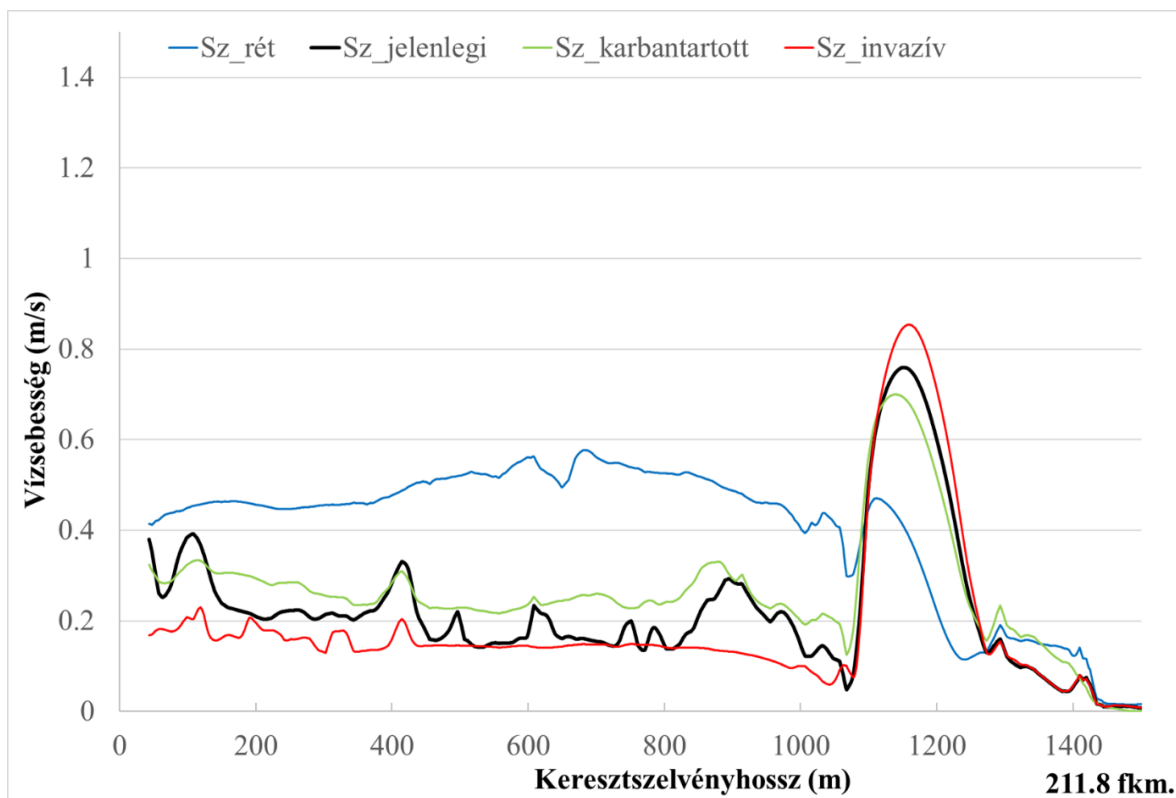
Az Sz_rét scenárió esetében a 211,8 fkm-nél lévő szelvényben a hullámtéri átlagos vízsebesség 0,44 m/s, ami 80%-kal magasabb volt, mint a Sz_jelenlegi scenárióban. A növényzeti akadályok megszűnésével, a bal oldali hullámtéren a minimum vízsebesség érték (0,3 m/s) hatszorosára nőtt, de a maximális vízsebesség értéke (0,58 m/s) is jelentős mértékben növekedett (+49%). A jobb oldali hullámtéren az áramlási holtter miatt a vízsebesség értékek továbbra is nagyon alacsonyak (0,02-0,2 m/s) maradtak. Az Sz_rét scenárióban a kereszt-szelvény különlegessége, hogy az áramlás a hullámtéren nagyobb maximális sebességet ért el, mint a mederben, ami jól mutatja, hogy ebben az éles kanyarulatban nehézkes a víz levonulása a mederben (5.24. ábra).

A gondozott aljnövényzetű Sz karbantartott scenárió esetén a 211.8-as fkm-nél tetőzésekör a szelvény átlagos vízsebessége 0,25 m/s volt, ami 17%-kal haladta meg a kiindulási állapot értékét. A bal oldali hullámtéren a minimum sebesség értéke (0,13 m/s) több mint duplájára nőtt, míg a maximum értéke (0,33 m/s) 15%-kal csökkent. A jobb oldali hullámtéren a minimum érték ugyanannyi maradt (0,01 m/s), míg a maximális vízsebesség 0,26 m/s-ra nőtt (+43 %).

A legnagyobb növényzeti érdességgel rendelkező Sz_invasív scenárióban a szelvény átlagsebessége tetőzésekör 0,19 m/s volt, ami 15%-kal alacsonyabb, mint az Sz_jelenlegi scenárióban. A hullámtéri sebesség változásokat vizsgálva látható, hogy a bal oldali hullámtéren bár a minimum vízsebesség érték 20%-kal nőtt (0,06 m/s), a legnagyobb vízsebesség csupán 0,23 m/s, ami jelentős lassulást (-41%) mutatott. A jobb oldali hullámtéren a vízsebesség csupán 0,0-0,15 m/s közötti.

A kanyarulat legmagasabb sebességértékei a kanyarulat felső harmadában a mederben alakulnak ki. Így **tetőzésekör a 211,8-as fkm-nél a mederben** a Sz_jelenlegi scenárió esetében a vízsebesség maximuma 0,76 m/s, míg az Sz_rét scenárióban csupán 0,47 m/s volt, azaz 35%-kal csökkent a jelenlegi állapotot bemutató Sz_jelenlegi scenárióhoz képest. A gondozott aljnövényzetű Sz_karbantartott scenárió esetén a mederben a vízsebesség az alapállapothoz képest 8%-al, 0,7 m/s-ra csökkent. Ugyanakkor, a többi scenárióval ellentétben a nagy érdességű Sz_invasív scenárióban a mederben a vízsebesség 12%-kal nőtt meg (5.24. ábra).

A 2. kanyarulat felső harmadában az **árhullám áradó ágában** (2006.04.06), amikor a **hullámteret** csupán 1-2 m vízoszlop borítja, a vízsebességek átlaga a különböző scenáriókban 45-53%-kal volt alacsonyabb, mint tetőzésekör. A legkisebb különbség (45%) az Sz_jelenlegi scenárióban adódik az áradó ág és a tetőzés között, míg a legnagyobb a különbség a Sz_rét változatban (53%). Az Sz_karbantartott és Sz_invasív változatokban 46% illetve 48% volt a különbség a szelvény átlagsebesség értékeiben az árhullám kezdete és a tetőzés között. Az **apadás** folyamata nagyon lassan indult el, és a tetőzés után 10 nappal (2006.05.02.) a szelvényben az átlagsebesség csupán 1%-al csökkent, kivéve Sz_rét scenáriót, ahol elérte a 3%-ot a csökkenés értéke.



5.24. ábra: Vízsebesség értékek alakulása a 211,8 fkm szelvényben a kanyarulat felső harmadában a négy vizsgált Szenárióban a tetőzés időpontjában

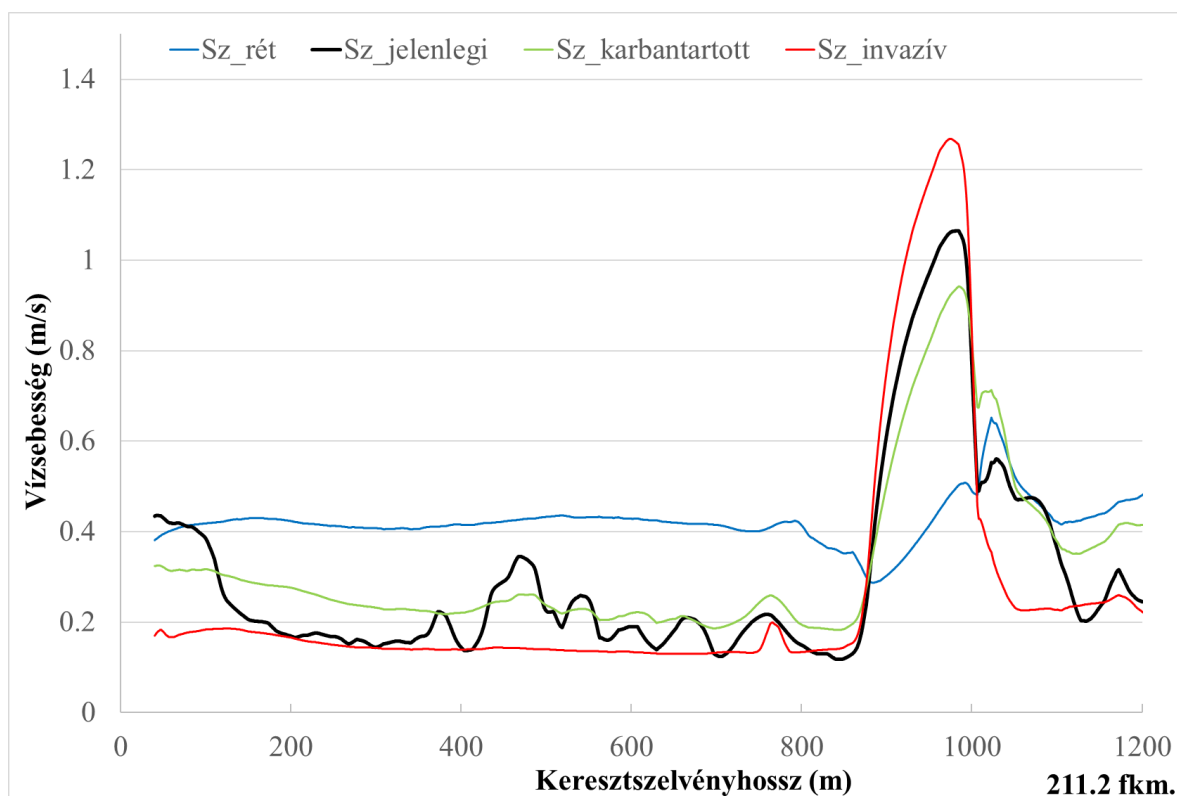
A 2. kanyarulat alsó harmadában (211,2 fkm) a legszélesebb a hullámtér (1190 m), ugyanakkor itt a meder összeszűkül és a szűkületnél a kanyarulat külső ívén egy fokszerű kilépési pont alakul ki, amelyen keresztül az árvíz a meder irányból a hullámtér felé áramlik. **Tetőzéskor 2. kanyarulat alsó harmadában** (211,2 fkm) az **Sz_jelenlegi** Szenárió esetében 0,3 m/s a szelvény átlagsebessége, ami kb. 25%-al több, mint a 211,8 fkm-nél modellezett érték. A bal oldali **hullámtéren** a vízsebesség 0,12-0,35 m/s közötti, míg a jobb oldali, szűkebb hullámtéren magasabb sebesség értékek (0,2-0,56 m/s) jellemzőek, részben az itt kialakult vízkilépési pont miatt is. A vízsebesség maximuma a mederben elérte az 1 m/s-ot. Az **Sz_rét** Szenárió esetében tetőzéskor ugyanezen szelvényben az átlagos vízsebesség 0,42 m/s, ami 38%-kal magasabb érték volt, mint az **Sz_jelenlegi** esetében. A növényzeti akadályok megszűnésével a bal oldali hullámtéren vízsebesség minimum értéke (0,35 m/s) megháromszorozódott (max. 0,58 m/s), míg a jobb oldalon a minimum vízsebesség érték (0,42 m/s) megduplázódott. A hullámtéren a legnagyobb vízsebesség 0,65 m/s volt az árhullám mederből történő kilépési pontjában (5.25. ábra).

Az **Sz_karbantartott** Szenárióban tetőzéskor a szelvény átlagos vízsebessége (0,33 m/s) csupán 10%-kal haladta meg a kiindulási állapot értékét. A bal oldali hullámtéren a minimum sebesség értéke 50%-kal 0,18 m/s-ra növekedett az **Sz_jelenlegi** Szenárióhoz képest, míg a maximum értéke 26%-kal csökkent (0,26 m/s). A jobb oldali hullámtéren annyiban hasonló a helyzet, hogy a minimum érték 75%-kal nőtt (0,35 m/s), de a maximum vízsebesség értéke is jelentősen növekedett (0,71 m/s; +43 %) (5.25. ábra).

Az **Sz_invazív** Szenárióban tetőzéskor a szelvény átlagos vízsebesség értéke (0,26 m/s) 15%-kal lett alacsonyabb, mint az **Sz_jelenlegi** alapesetben. A hullámtéri sebesség változásait vizsgálva látható, hogy a bal oldalon a minimum érték 8%-kal nőtt 0,13 m/s-ra, míg a maximum (0,2 m/s) jelentős mértékben, 43%-kal csökkent. A jobb oldali hullámtéren

a vízsebesség alsó értéke (0.2 m/s) megegyezett a kiindulási szcenárió azonos értékével, de a maximuma 54%-kal csökkent (0.25 m/s) (5.25. ábra).

A kanyarulat alsó harmadában (211,2 fkm) a mederben a Sz_jelenlegi szcenárió esetében tetőzésekör a vízsebesség maximuma elérte a 1,07 m/s-ot, ami csaknem 40%-al több, mint a kanyarulat felső harmadában tapasztalt érték. Az Sz_rét szcenárió esetében a mederben a tetőző vízállás vízsebessége 0,5 m/s-ra, azaz 53%-kal csökkent. Az Sz_rét szcenárióban a 211,2 fkm keresztaszelvény különlegessége, hogy itt tetőzésekör az áramlás sebessége a mederből való kilépési pontnál nagyobb maximális sebességet ér el, mint a mederben. Az Sz_karantartott szcenárióban tetőzésekör a mederben a legnagyobb vízsebesség érték 12 %-kal 0,94 m/s-ra csökkent. Az Sz_invazív szcenárióban tetőzésekör a mederben a vízsebesség értéke 19%-kal nőtt (1,27 m/s), illetve ebben a szcenárióban nem figyelhető meg a többi változatban észlelt markáns sebességváltozás a meder és hullámtér közötti kilépési szelvényben a kanyarulat külső ívén. Mivel a kanyarulat alsó harmadában a vízsebesség jelentősen nőtt (a felső szakaszhoz képest, illetve a korábbi állapotokat reprezentáló Sz_rét szcenárióhoz képest is), a külső íven jelentős mélyülés (és oldalazó erózió is, (5.22. ábra) megfigyelhető: itt a legmélyebb pont (61,5 m Bf.) felett tetőzésekör 23 m vízoszlop kialakulását jelenti.



5.25. ábra: Vízsebesség értékek alakulása az ányási-kanyar alsó harmadánál lévő 211,2 fkm szelvényben a négy vizsgált szcenárióban a tetőzés időpontjában

A szűk, ányási-kanyarulatban az **árhullám áradó ágának** kezdetén (2006.04.06) a kanyarulat alsó harmadában a vízsebességek átlaga a különböző szcenáriókban 56-71%-kal alacsonyabb volt, mint tetőzésekör. A legkisebb különbség az árhullám eleje és tetőzése között a Sz_rét szcenárióban adódott (56%), míg a legnagyobb Sz_invazív változatban (71%). Az Sz_jelenlegi és Sz_karantartott változatokban egyaránt 60% a különbség a szelvény átlagsebességében az árhullám kezdetén és a tetőzésekör. **Az apadás során** a

vízsebesség csökkenése a 211,2 keresztshelvényben is lassan ment végbe. A tetőzés után 10 nappal (2006.05.02.) a shelvén átlagos vízsebessége mindössze 2%-al csökkent a Sz_rét shcenárió esetében, míg a lassulás legmagasabb értéke (6%) az Sz_invasív shcenárióban következett be. Az Sz_jelenlegi és SZ_karbantortott shcenáriókban 4% -os volt a csökkenés értéke az apadás után 10 nappal (5.25. ábra).

C) Nagy görbületi sugarú kanyarban a vízsebességek alakulása tetőzéskor, illetve az áradó és apadó ágban

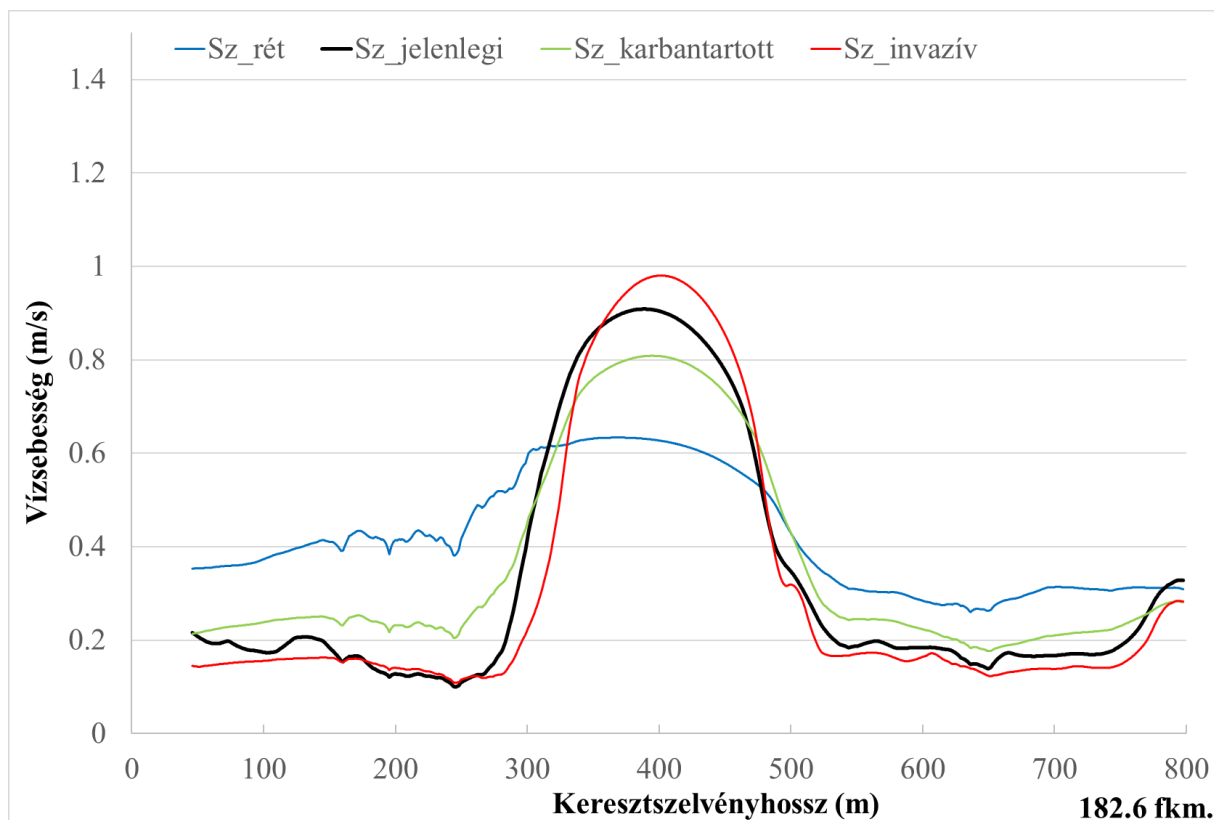
Az algyői mintaterületen egy nagyon tág, 3360 m görbületi sugarú kanyarulat található, amelynek az alsó harmadában lévő szakaszát emeltem ki az elemzéshez (3.2 ábra).

A meder és hullámtér sebességviszonyait az **árhullám csúcsán** jól tükrözi a 182,6 fkm-nél lévő shelvén, mely a kanyarulat alsó harmadában helyezkedik el. A teljes algyői mintaterület **hullámtérén** jellemző a sűrű aljnővényzet (5.26. ábra), ami erre a shelvénre is igaz. Az Sz_jelenlegi shcenárióban 0,2 m/s a hullámtér átlagsebessége. Az Sz_rét shcenárió esetén a jelenlegi helyzethez képest 87 %-kal nőne meg a shelvén átlagsebessége (0,37 m/s), míg karbantartott hullámtér esetén (Sz_karbantartott) az átlagsebesség értéke 30%-kal növekedne (0,25 m/s). Ugyanakkor az aljnővényzet további terjedése esetén (Sz_invasív) 15 %-kal csökkenne az áramló árvíz átlagsebessége (0,17 m/s). A viszonylag kismértékű csökkenés a keresztshelvénben a már jelenleg is sűrű növényzettel magyarázható.

Az **árhullám csúcsán a mederben** az Sz_jelenlegi shcenárióban vizsgált keresztshelvénben tetőzéskor víz átlagsebessége 0,8 m/s míg az Sz_rét modellváltoztatban 24 %-kal alacsonyabb (0,61 m/s). A vizsgált keresztshelvénben az aljnővényzet karbantartásával a mederben lévő víz sebessége 8 %-kal 0,73 m/s-ra csökkent le, ugyanakkor az aljnővényzet sűrűségének további növekedése már nem lenne jelentős hatással (+1%) a meder kialakult vízsebességekre. Ez főként azzal magyarázható, hogy a keresztshelvén környékén már sűrű és nagyon sűrű aljnővényzetű foltok vannak jelen.

Az **áradás kezdetén** (2006.04.06.), amikor átlagosan 2 méteres vízborítás van jelen a hullámtéren, az átlagsebesség a különböző shcenáriókban 32-38 %-kal alacsonyabb, mint tetőzéskor. A **tetőzés után 10 nappal** (2006.05.02) gyakorlatilag nem változnak a vízsebesség értékek (0-1%), azaz az apadás nagyon lassan indul meg.

A mindsenti területtel összehasonlítva az algyői területen az átlagsebességek értéke csupán 5-10%-os eltérést mutat, ami a különböző medergeometriának és az eltérő növényzetnek tudható be (5.5 táblázat). Az algyői egyenes folyószakaszon hullámtéri sebességek eloszlása egyenletesebb, és az alvízi elhelyezkedés miatt az apadás hatása időben később érzékelhető. Az összehasonítás azt mutatja, hogy a hullámtéren a vízsebességet leginkább befolyásoló tényező a növényzet, de befolyásolja a domborzat (sarlólaposok, kubikgördrök) és a hullámtér szélessége is.



5.26. ábra: Vízsebesség értékek alakulása Algyőnél, a 182,6 fkm szelvényben a négy vizsgált Szenárióban a tetőzés időpontjában

5.5. táblázat: A modellezett vízsebességek (m/s) alakulása a 2006-os árhullám tetőzésekor a különböző Szenáriókban Mindszenten és Algyőn felvett szelvények mentén

bal hullámtér					jobb hullámtér				
fkm	212.8	211.8	211.2	182.6	fkm	212.8	211.8	211.2	182.6
rét	0,57	0,49	0,42	0,42	rét	0,26	0,10	0,48	0,32
jelenle gi	0,25	0,20	0,21	0,18	jelenle gi	0,15	0,06	0,35	0,21
karbant artott	0,27	0,26	0,24	0,26	karbant artott	0,21	0,09	0,44	0,25
invazív	0,11	0,15	0,15	0,15	invazív	0,12	0,06	0,24	0,18
meder					teljes szelvény				
fkm	212.8	211.8	211.2	182.6	fkm	212.8	211.8	211.2	182.6
rét	0,70	0,29	0,40	0,61	rét	0,47	0,39	0,42	0,42
jelenle gi	0,88	0,49	0,69	0,80	jelenle gi	0,33	0,22	0,31	0,33
karbant artott	0,85	0,47	0,64	0,73	karbant artott	0,36	0,36	0,33	0,36
invazív	0,98	0,55	0,81	0,80	invazív	0,28	0,19	0,26	0,31

5.4. A vízállásban bekövetkező változások a különböző növényzetű hullámtereken modellezés alapján

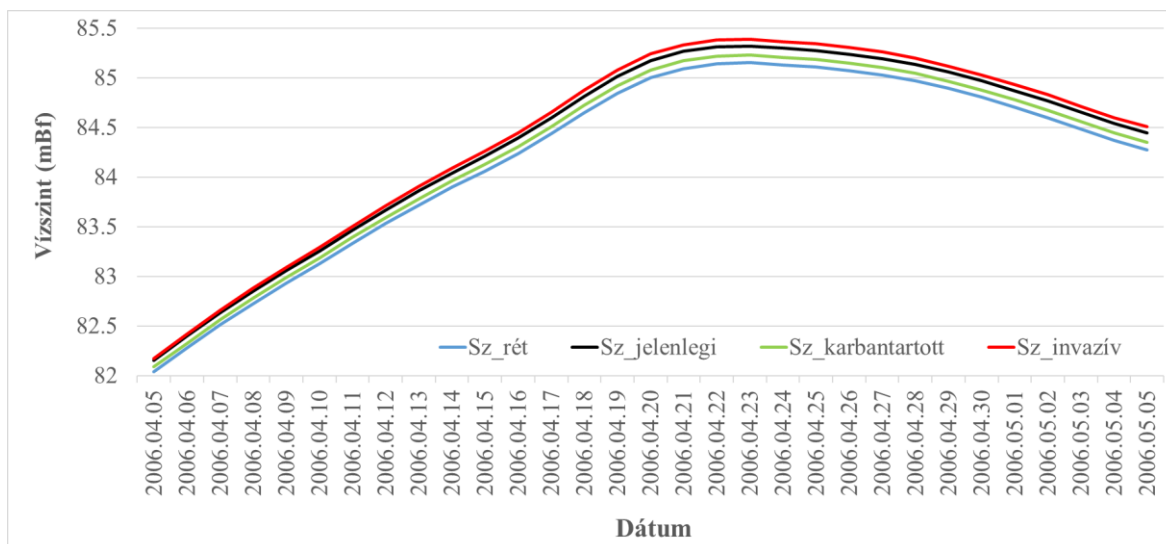
A hullámtéri növényzetben bekövetkező változások a hullámtéren levonuló vízszintekre jelentős befolyással vannak. A mintaterületeken modellezett scenáriókon keresztül ezek a változások jól nyomon követhetők (5.27.-5.28. ábra). A növényzeti érdesség változása a modellezett scenáriókban az eredmények alapján a vízállások abszolútértékére volt számottevő hatással, az árhullám jellegét nem befolyásolta jelentősen, azaz a scenáriók lefutása megegyezett.

5.4.1. Vízállásban bekövetkezett változások Mindszenten

A modellezések alapján a mindszeinti mintaterület közepénél (213,4 fkm) levő szelvény mentén amennyiben az erdőkben az aljnövényzet karban lenne tartva (Sz_karbantartott) a vízállások az árhullám kezdetén még alacsony hullámtéri vízálláskor (1-2 m) is 7 cm-rel alacsonyabban vonulnának le. Az áradó ágban az Sz_jelenlegi és Sz_karbantartott scenárió közötti eltérés folyamatosan növekedett, és a tetőzéskor elérte a 10 cm-es különbséget, azaz az erdők karbantartása a mintaterületen 10 cm-es csökkenést okozna a tetőző vízszintekben. Az apadás folyamata során ez a scenáriók közötti vízálláskülönbség mindössze 1 cm-rel csökkent, 9 cm-re.

A benőtt aljnövényzetű sűrű erdők hatását a vízállásokra Sz_invazív scenárió görbéje szemlélteti (5.27. ábra). Az áradó ág kezdetén az Sz_jelenlegi scenárióhoz képest a vízállások 2 cm-rel haladtak meg a Sz_jelenlegi scenárió vízállás értékét. A tetőzés folyamán, ahogy egyre jobban előnti a folyó a hullámteret, úgy emelkedett a vízállásnövekmény, és az Sz_jelenlegi scenárióhoz képest tetőzéskor 7 cm-rel adódott magasabb vízállás. Az apadás jellegéből adódóan a vízállások különbsége csak 1 cm-rel csökkent a tetőzéshez képest, hasonlóan Sz_karbantartott scenárióhoz. Az elemzett scenáriókból (Sz_karbantartott, Sz_invazív) kitűnik, hogy az özönfajok terjedése már kisebb hatással lenne a vízállásokra negatív értelemben (2-7 cm) mint a növényzet karbantartása (7-10 cm) pozitív értelemben, ami jól mutatja, hogy már a jelenlegi állapotban is sűrű invazív fajokkal benőtt térszínnek uralják a hullámteret (Kiss et al. 2019b, Nagy 2020, Fehérvári et al. 2020).

Amennyiben az árvízi levonulás szempontjából legideálisabb legelő vagy rét lenne a mindszeinti hullámtéren, már az áradás kezdetén is – néhány méteres hullámtéri vízborításnál – is 11 cm-es vízszintcsökkenés lenne megfigyelhető a Sz_jelenlegi scenárióhoz képest (5.27. ábra). Az eddigi futtatásoknak megfelelően az árhullám kiterülésével a gátak közötti területen tovább növekedett az Sz_rét és Sz_jelenlegi scenáriók közötti vízálláskülönbség, A tetőzés időpontjában 17 cm volt a vízálláskülönbség Sz_jelenlegi scenárióhoz képest, ami az apadás során csak minimálisan csökkent 16 cm-re.



5.27. ábra: Vízállások alakulása (mBf) a különböző szcenáriókban a mindszei mintaterület közepén lévő (213,4 fkm) szelvényben

5.4.2. Vízállásban bekövetkezett változások Algyőnél

Összehasonlítva az Algyőnél (182,6 fkm) bekövetkezett vízállásváltozásokat a mindszei változásokkal azt láthatjuk, hogy a két mintaterületen az árhullám görbéje szinte teljesen megegyezik, melynek oka az alacsony esés, és az, hogy a mintaterületeken a folyamatokat ugyanazon tényezők befolyásolják. Lényeges különbségként azt lehet megemlíteni, hogy az algyői mintaterületen a hullámtér szélessége 700-800 m körül mozog, míg a mindszei mintaterületen helyeként 1,5 km-t is eléri, továbbá az algyői mintaterületen egy nagy görbületi sugarú (1680 m) kanyarulat helyezkedik el, míg a mindszein egy közepes (850 m) és kis görbületű sugarú (275 m) kanyarulat.

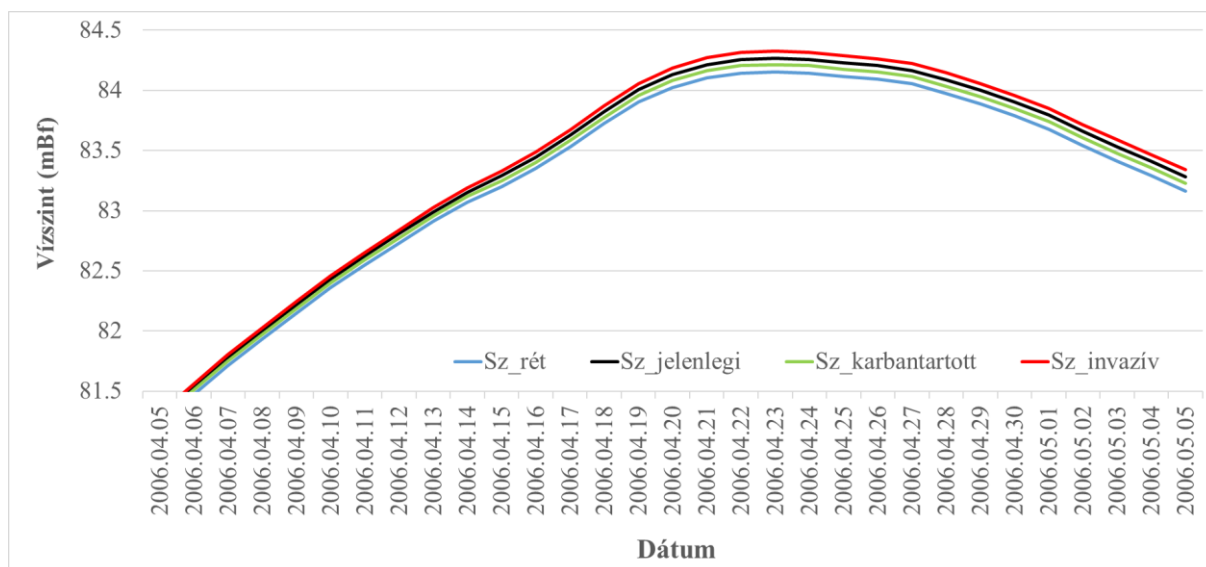
Az Sz_karbantartott szcenárióban az áradás kezdetén 3 cm-el adódtak alacsonyabbnak a vízállás értékek, mint Sz_jelenlegi szcenárióban, majd a tetőzés időpontjára 6 cm-re nőtt a különbség. A mindszei mintaterülettel összehasonlítva tetőzéskor a maximális 10 cm helyett a vízállás csökkenése csak 6 cm-nek adódott (5.28. ábra).

Az algyői mintaterületen az erdőterületek aljnövényzetének további sűrűsögnövekedése (Sz_invazív) az árhullám elején 2 cm-rel növelné a jelenlegihez képest a vízállás értékeit, majd a tetőzés és az apadó ágban is 6-6-cm-rel lenne magasabb a vízszint mint a jelenlegi állapotban. A mindszei (+7 cm) és algyői (+6 cm) mintaterületen szinte megegyezett az aljnövényzet további térnyerésének vízállásra gyakorolt vízszintnövelő hatása (5.28. ábra).

Sz_rét szcenárió esetében az áradás kezdeti szakaszában 6 cm-rel alacsonyabb vízállások alakulnak ki, mint Sz_jelenlegi szcenárióban. A tetőzés időszakára 12 cm-rel alacsonyabb vízállások alakultak ki a növényzeti sűrűség kis értékei miatt, ami az apadó ágban is jellemző volt (-12 cm). A mindszei mintaterülettel összehasonlítva az algyői mintaterületen az Sz_rét szcenárióban 5 cm-rel alacsonyabb a felszínfedettség megváltoztatásával járó vízszint apasztó hatás (5.28. ábra).

A modellezett eredményekből is kitűnik, hogy a különböző növényzeti sűrűség és érdesség vízállásokra kifejtett hatása erősen függ a beavatkozási terület nagyságától. Ezt igazolva, 1D modellfuttatásokkal (Kiss et al. 2019b) kimutattuk, hogy a hullámtéri erdők karbantartása függ a terület nagyságától és a vízszintekre kifejtett hatás a beavatkozási

területen belül is változik. Egy invazív növényektől megtisztított, kisebb érdességű szakasz esetén a legnagyobb vízszintcsökkenés az invazív fajokkal sűrűn benőtt szakasz és a karbantartott szakasz határának felvízi részén jön létre. Ugyanakkor az alvízi oldalon, ahol az árhullám ismét a sűrű növényzetbe hatol, ott visszaduzzasztás lép fel, és a vízszintek a növényzetsűrűség függvényében akár az előzetes vízállásokat is meghaladhatják a mintaterületen. Az eredmények alapján – véleményem szerint – a hullámtéri növényzet és a folyó alkotta komplex rendszer menedzselése nem valósítható meg kis területek kezelésével, előre megtervezett, nagy területre (≥ 10 km-es szakasz) általánosan kiható beavatkozásokra lenne szükség. Ugyanakkor a vizsgálataim azt is bebizonyították, hogy ezen beavatkozások térbeli megtervezésére és hatástanulmányainak elkészítésre a LiDAR alapú, az aljnövényzet térbeliségét is tartalmazó 2D hidrodinamikai modell megfelelő lehetőséget nyújt, mivel így a lefolyásviszonyok pontosan és nagy területen modellezhetők, és a beavatkozások hatása pontosan számszerűsíthető,



5.28: ábra: Vízállások alakulása (mBf) a különböző scenáriókban az algyői mintaterület közepén lévő (213,4 fkm) szelvényben

6. Összefoglalás

Kutatásomban a hullámtéri növényzet árvízi elöntésre gyakorolt hatását vizsgáltam az Alsó-Tiszán, két mintaterületen. Hipotézisem szerint az árvizek levonulását alapvetően befolyásolja a hullámtéri növényzet, és főként az elöntés magasságáig az erdők aljnövényzetének sűrűsége. Meghatároztam a hullámtéren megjelenő növényzeti típusok térbeli elhelyezkedését és területi arányát, illetve kiemelttem foglalkoztam a hullámterületeken egyre sűrűbbé váló gyalogakácos foltokkal. Az árvízi levonulás szempontjából az aljnövényzet sűrűsége a kulcsfontosságú tényező, hiszen ez a növényzeti zóna kerül elöntésre a mederkitöltő vízállás meghaladása esetén. A modellezések alapján meghatároztam, hogy a különböző sűrűségű növényzeti kategóriák hogyan befolyásolják a vízállásokat és vízsebességeket, és így számszerűsítettem a hullámtéren bekövetkező növényzeti változások és beavatkozások hidrológiai hatásait.

6.1. A hullámtéri felszínfedettség meghatározásának eredményei

A 20. század elejére az ármentesítések befejeződésével a vízjárta területek nagyrészt rétekké, majd szántókká alakultak. Az 1960-as évektől az erődterületek aránya jelentősen megnőtt a hullámtereken, mivel kiterjedt fásítás folyt az egykori szántók és rétek helyén. Ezek a folyamatok a teljes magyarországi Tisza szakasz hullámterén jellemzőek voltak (Gábris et al. 2003, Kiss 2004, Oroszi 2009, Sándor 2011, Nagy 2020). A nedves élőhelyek eltűnésével és a növényzet átalakulásával az ármentesítések után a hullámtereken az arditás irányába tolódott el a mikroklíma a makroklíma megváltozása nélkül (Dunka et al. 1996, Somogyi 2000). Ugyanakkor az árvizek magassága nőtt (Vizi et al. 2018, Kiss et al. 2021), és 1998-2006 között több hosszan tartó, magas árhullám is levonult. Ezekhez a megváltozott környezeti feltételekhez az őshonos fajok nehezen alkalmazkodtak, így a különböző özönnövények elterjedésük nagyobb teret kaptak, és egyre gyorsabb inváziójukat figyelhetjük meg. Az ültetett ártéri erdőkben az invazív fajok térnyerése – főként a gyalogakácé – nagymértékben növekedett az elmúlt évtizedekben (Priszter 1997, Szentesi 1999, Botta-Dukát et al. 2004), így ezen változások növelték az aljnövényzet sűrűségét a hullámtéren. Ezzel növelték levonuló árvízvízszinteket magasságát a vízhozamok növekedése nélkül ami, árvízvédelmi és ökológiai szempontok alapján is káros folyamatnak tekinthető (Sándor 2011, Nagy 2020, Kiss 2019a). Ugyanakkor azt, hogy az árvízszintek emelkedésében (a vízhozam növekedése nélkül) pontosan milyen szerepe van a növényzetnek, korábban még nem vizsgálták.

Hipotézisem szerint a hullámtéri területeken a növényzet típusa (pl. gyepek, gyalogakácos bozótos, ültetett nyáras) alapvetően meghatározza az árvíz áramlási viszonyait. Ezt a kiválasztott algyői és Mindszenti mintaterületeken egy nagy pontosságú felszínfedettségű fedvény alapján kívántam elemezni. Ehhez egy LiDAR pontfelhőt használtam fel alapadatként, melyet egy döntési fa alapú algoritmussal osztályoztam tanuló adatok felhasználásával.

Eredményeim alapján az **algyői mintaterületen** a legnagyobb arányban (38,2%) az **ártéri füzesek** vannak jelen. Ezek a füzesek elsősorban a kubikgödrök közötti gerinceken és a mélyfekvésű területeken fordulnak elő. Szinte fele ekkora arányban (18,5 %) fordulnak elő a homogén állományokat alkotó **idős ültetett nemes nyárasok**. A **fehér nyárasok** szétszórta, szabálytalan terület egységekbe rendeződnek, 15%-nyi területarányt elfoglalva, míg a **fiatal nemes nyárasok** osztálya összesen a terület 9,7 %-át foglalja el. A fiatal nemes nyárasok osztálya tartalmazza a fiatal, fejletlen egyéb fafajokkal és bokrokkal borított gyér

növényzetű foltokat is. Összességében tehát a terület 81,4% erdővel borított. A lefolyás szempontjából rendkívül kedvezőtlen növényzeti kategória a **gyalogakáccal** fertőzött bozótosok, amelyek az algyői terület 9,8 %-án (19,4 ha) fordulnak elő, főként egykori parlaggá vált parcellákon, vagy a tarvágások helyén homogén áthatolhatóan állományokat alkotva.

A **mindszenti mintaterületen** is elvégeztem a felszínfedettségi vizsgálatokat, ugyanazon módszertant alkalmazva, mint az algyői mintaterületen. Itt csupán 73,9% az erdőborítás aránya, azaz jóval kevesebb, mint Algyőnél (81,4%), ráadásul az erdők típusa is eltér. A mindszenti mintaterületen a legnagyobb területarányal (32%) a **nemes nyárasok** rendelkeznek, majd az algyői mintaterülethez hasonlóan a **fehér nyárasok** 17,7%-nyi területarányt foglalnak el. Az **ártéri füzesek** jelentősen kisebb arányban (13,3 %) jelennek meg a mindszenti hullámtéren, mint az algyői területen (38,2 %), ugyanis az algyőihez hasonló élőhelyeiken nemes nyárasokat telepítettek illetve szántókat művelnek. A szántók nagyobb területéből következően a **nyílt felszínek** szinte megegyező arányt foglalnak el (13,2 %), mint az ártéri füzesek, azonban összehasonlítva az az algyői területarányal (8,9%) nagymértékben meghaladják azt. A **fiatal nemes nyáras** ültetvények területaránya is kis mértékben tér el, a mindszenti területen arányuk (10,9 %) míg az algyőin (9,7 %). A gyalogakácosok területaránya (12,9%) megegyezik a füzesek és a nyílt felszínek arányával, viszont 3,1%-kal meghaladják az algyői részarányt (9,8%). A mindszenti mintaterületen a **gyalogakácosok** legnagyobb részt a mintaterület déli részén lévő Ányási-kanyarulat hullámtérét, a felhagyott erdő és szántó területeket borították be. Az, hogy Mindszentnél magasabb a szántók és gyalogakácosok aránya, miközben a természetesebb állapotokat képviselő füzeseké kisebb, a település közelségével és a hullámtér tradicionálisan intenzívebb egyéni használatával (több magántulajdonú, kis parcella) van kapcsolatban.

Az LiDAR alapú elemzésem alapján a hullámtéren az erdők aránya (Algyő: 81,4 %, Mindszent 73,9 %) egyezik a korábban, GoogleEarth 2017 felvétel alapján mért értékkel az Alsó-Tiszán (Kiss et al. 2019b, Nagy 2021). Oroszi (2009) hasonló értékekről (72%) számolt be a Maros hullámtérén 2000-ben készült légifotók alapján, tehát a különböző módszerekkel feltérképezett növényzet közel hasonló területi eredményt adott, ugyanakkor a LiDAR pontfelhő lehetővé tette, hogy ne csak az erdőfoltokat, de azok főbb típusait (pl. füzes, nemes nyáras) is meghatározzam.

A kapott eredményeket validáltam terepi mérésekkel, azaz összehasonlítottam a LiDAR adatok alapján osztályozott fedvényt a mintaterületről drónnal készített légifotóimmal. Az eredményeket egy keveredési mátrixban rögzítettem, amely alapján a döntési fa átlagos pontossága 83%-os. Ez a kapott pontosság a szakirodalomban található adatokkal megegyezik, mivel hasonlóan sűrű, bokros, illetve ártéri területeken a kutatások hasonló eredményekre jutottak. Például Saarinen et al. (2013) ártéri erdőkben mobil lézer szkennerekkel osztályozásával 72,6%-os pontosságot ért el, míg Michez et al. (2016) 79,5-84,1%-os pontosságot kapott drónnal felmért RGB és infravörös tartományban készített légifotókat felhasználva az özönnövényfajok lehatároláshoz hullámtéri területen. Madsen et al. (2020) terepi mérésekkel kombinálta ultra nagy felbontású (>1000 pont/m²) légi LiDAR adatokat cserjék fajszerű lehatárolására és biotermelés mennyiség meghatározására. A terepi adatok és az ultra magas felbontású pontfelhő segítségével nagyon magas, 86,9-95,2%-os osztályozási pontosságot tudtak elérni egy dániai mintaterületen. A szakirodalmi adatok, saját eredményeim és azok validációja alapján beigazolódott, hogy az alkalmazott gépi tanulás alapú osztályozási módszer használható arra, hogy légi LiDAR alapú pontfelhő alapján növényzeti típusokat azonosítsunk a hullámtéren még sűrű aljnövényzet esetén is.

A növényzeti kategóriák pontos, nagyfelbontású (15*15 m) fedvénye alapadatként szolgálhat különböző vízügyi és erdészeti vonatkozású tervezési illetve modellezési feladat

során. Az általam kidolgozott módszertannal térben egységes, részletes, naprakész adat biztosítható a hullámtér ökológiai, erdészeti és árvízvédelmi szempontú menedzsmentjének megvalósításához.

6.2. A hullámtéri növényzeti sűrűség meghatározásnak eredményei

A hullámtéri növényzet sűrűsége jelentősen befolyásolja az árvizek levonulásának sebességét és magasságát (Manners et al. 2013, Jalonen et al. 2015, Campbell et al. (2018). Az aljnövényzet sűrűsége eltérő a különböző növényzeti típusokban, mivel eltérő fényviszonyok uralkodnak bennük, és így különböző kezelési módok és beavatkozások szükségesek a hullámterek menedzsmentjéhez, melyet főként az invazív fajok elterjedése indokol (Michez et al. 2016, Rubol et al. 2018, Straatsma et al. 2019).

A beavatkozások megtervezéséhez majd végrehajtásához fontos, hogy nagy területen, nagy felbontásban egységes számítási módszerrel kapjunk képet az aktuális növényzet sűrűségi viszonyairól. Korábbi vizsgálatok és terepbejárások bebizonyították, hogy a hagyományos terepi mérések korlátozottan alkalmazhatóak a tiszai hullámtereken (Oroszi 2009, Sándor 2011, Nagy 2020), hiszen nagy befektetett munkával is csak pontszerűen és csak 1-2 méteres magassági tartományban alkalmazhatók, holott az aljnövényzet sűrűsége térben jelentősen változhat, ráadásul a tiszai hullámtéren az elöntés maximális magassága 5 m körüli. Így dolgozatomban egy LiDAR alapú módszert alkalmaztam a mindszeinti és az algyői mintaterületen az aljnövényzeti sűrűség viszonyok feltárására. A kihívást az jelentette, hogy egyrészt a mintaterületeken nagyon sűrű a növényzet, és az eddigi mérések ilyen áthatolhatatlan sűrűségű területeken még nem történtek, illetve, hogy ez a pontfelhőt is befolyásolhatja, hiszen a így a magasabb lombkorona-szintekben több impulzus verődik vissza, és esetleg a talajközeli szintek sűrűségét nem jól adja vissza a pontfelhő.

A LiDAR pontfelhőből a sűrűség adatok kinyerésére az NRD módszert használtam (Seielstad és Queen, 2003; Goodwin et al., 2007, Skowronski et al., 2007), mivel a kutatások erős korrelációt ($R^2 > 0,5$) mutattak a terepi mérések adataival. A különböző felszínfedettségi osztályokban méterenként (zónák) kiszámítottam az NRD sűrűség érték mediánját (Dv_{50}), ami reprezentálta növényzeti kategóriára jellemző értéket az adott magassági szintben. A kategóriákon belül a növényzet sűrűség nagy változékonyságot mutatott, ezért a felső (Dv_{10}) és alsó tizedbe eső NRD értékek (Dv_{90}) mediánját is kiszámítottam minden voxelre, hogy bemutassam a kategóriákon belüli szélsőértékeket. A felszíntől számított 1-5 méteren lévő növényzeti zónát részletesen is kielemeztem, ugyanis ez a zóna kerül elöntésre az árvizek során, és ezen növényzeti zóna mentes a földi pontok által keltett zavaró hatásoktól. Az NRD módszer számítása során a vizsgált magassági zónában lévő visszaverődések számát (pl. 1–5 méter között) osztottam el a vizsgált zónában és alatta lévő pontok összegével (pl. 0–5 m). Az eloszlásgörbék vizsgálata, valamint a mintaterületek bejárása alapján terepi tapasztalatok alapján 5 osztályba osztottam a mintaterületeken a növényzeti sűrűséget: nincs aljnövényzet, gyér, közepes, sűrű és nagyon sűrű kategóriákba. Az NRD számításokat a felszín pontjainak kiválasztása, lehatárolása is jelentősen befolyásolhatja, különösen, ha a módszert a 0-50 cm-es növényzeti zónára alkalmazzák (Campbell et al., 2018). Ezen hiba kiküszöbölése miatt vizsgálataim során a felszínközeli zónát (0-1 m) nem, csak az elöntéssel érintett 1-5 méteres zónát elemeztem.

A mintaterületek növényzeti kategóriák szempontjából közel hasonlóak mivel ugyanazon fajok alkotják a foltokat a mindszeinti és az algyői területen is. A növényzeti kategóriákon belüli sűrűségviszonyok megegyeztek a mintaterületeken, azaz a növényzeti kategóriák szerkezete nem mutatott eltérést, ezért a következtetések is általánosíthatóak nem

csupán a mindszei és az algyői mintaterületekre, de nagy valószínűség szerint az Alsó-Tiszára is.

A sűrűségvizsgálatok eredményei alapján a **fehér nyáras** növényzetű foltokban a legideálisabbak a sűrűségi viszonyok (Dv_{50} : 0,021–0,017), mivel ezen természet közeli erdők 1-5 méteres zónájában a növényzet 32 %-a tartozik a sűrű osztályba, míg csupán 4%-uk a nagyon sűrű kategóriába. Ez azzal magyarázható, hogy a magas fehér nyarak (30-35 m), illetve az alattuk növő egyéb fafajok sűrű lombkoronája az aljnövényzet számára nem biztosít ideális fényviszonyokat a magvak kikeléséhez, majd az alacsonyabb fák és bokrok növekedéséhez (Gencsi és Vancsura 1997). Ebből kifolyólag a fehér nyáras állományokban gyér aljnövényzet jellemző természetes állapotban. Ráadásul a 25 méternél magasabb fehér nyárfák már 40-50 évesek (max. 150-200 évesek lehetnek; Gencsi és Vancsura 1997), azaz ezekben az idősebb állományokban az aljnövényzet növekedéséhez hosszú idő óta nem áll rendelkezésre elegendő fény, illetve régen érte a területet olyan zavaró hatás, ami az invazív fajok megtelepedését segítette volna.

A hullámtér másik természet-közeli erdőtípusa az **ártéri füzes**. A vizsgálataim eredményei alapján ezekben az erdőfoltokban a legkedvezőtlenebbek a sűrűségi viszonyok (Dv_{50} : 0,29–0,25) a vizsgált fás társulások közül, mivel az 1-5 méteres zónában az ártéri füzesek 45 %-a tartozik a sűrű, és 9%-uk a nagyon sűrű növényzeti kategóriába. A füzek kevésbé magas és kevésbé zárt lombkoronája jobb fényviszonyokat biztosít az aljnövényzet számára, mint például a fehér nyarasok. Ráadásul a füzek rövidebb élettartama (átl. 40 év, max 120 év), illetve önrítkulási folyamatai is lehetőséget biztosítanak az invazív fajok térnyerésének és így a sűrűbb aljnövényzet kialakulásának.

Az **idős nemes nyarasok** telepített ültetvényei homogén állományokat alkotnak. Az idős nemesnyár ültetvények sűrűség viszonyai 1-5 méteres zónában (Dv_{50} : 0,024–0,012) ideálisabbak, mint a természet közeli erdőkben, és az idős nemes nyarasoknak csupán 27 %-a tartozik a sűrű, és 4%-a nagyon sűrű növényzeti kategóriába. A *fiatal nemes nyarasok* sűrűségviszonyai (Dv_{50} : 0,004–0,007) a lefolyás szemponjából a legideálisabbak, mivel az a 1-5 méteres zónában, a **fiatal nemes nyarasok** 7 %-a tartozik a sűrű, és 4% a nagyon sűrű növényzeti kategóriába. Mivel a nyarasokat mesterségesen ültetik és gondozzák őket, ezért aljnövényzetük – különösen a fiatal telepítések esetében – időközönként karban van tartva. A fiatal nemes nyarasok aljnövényzete a többi növényzeti folthoz képest nagyon gyér, mivel az erdészek csak úgy tudják biztosítani a megfelelően gyors kezdeti növekedésüket, ha a körülöttük lévő egyéb, a fényért és tápanyagért folyó kompetícióban részt vevő fajokat kivágják.

A **gyalogakácosok** csaknem homogén állományokat alkotnak a parlagon hagyott területeken vagy a tarvágások helyén. Ezen parcellákon a növényzet sűrűségviszonyai rendkívül kedvezőtlenek (Dv_{50} : 0,051–0,017). Általában a sűrű állományokban a gyalogakác 4-5 méteresre nő meg, így a 1-5 méteres zónában a gyalogakácosok 45 %-a tartozik a sűrű és 11%-a nagyon sűrű növényzeti kategóriába. Azaz a lefolyás számára a legnagyobb akadályt jelentő felszínfedettségi kategóriát a gyalogakácosok jelentik. A legsűrűbb állományok a mindszei mintaterület 1. kanyarulatának felső harmadában, valamint az ányási kanyarulat jobb oldali hullámterén találhatók az 1-2 méteres zónában.

Az növényzeti kategóriák sűrűség számításai alapján megerősítést nyertek Sándor (2006), Delai et al. (2008), és Nagy (2020) korábbi feltételezései, amelyek szerint az erdőtelepítések és az özőnfajok terjedése (különös képpen a gyalogakácé) növeli az aljnövényzet sűrűségét, illetve, hogy a tiszai hullámtereken a növényzeti sűrűséget leginkább meghatározó elem a bokorszintet érő fény mennyisége és az emberi beavatkozás (gyérítés) mértéke. Az NRD módszer lehetővé tette a 1-5 méteres magassági zónában különböző növényzeti kategóriák sűrűségének részletes megértését. Ugyanakkor, Kükenbrink (2017)

szerint a módszer egyik korlátja, hogy alacsony pontsűrűségű pontfelhő esetében ($1,3$ visszaverődés/ m^2) a növényzet sűrűségét 64%-kal alulbecsülheti. A kutatásra használt pontfelhő átlagos pontsűrűsége 9 pont/ m^2 , és a felmérés lombkorona mentes időszakban történt, így az alulbecslés mértéke jelentősen csökken, ugyanis a sűrű lombkoronával rendelkező területek nehezítik a lombkorona alatti növényzet pontos jellemzését (Chasmer et al., 2006, 2008, Goodwin et al., 2007). Ez a mintaterületeken nem állhat fenn, mivel hasonló eredményeket kaptam, mint Sándor (2006) kvadrátos felmérései, illetve Delai et al. (2008) és Nagy (2020) fényképezést alkalmazó módszerével történt mérések valamint a felhasznált felmérés kora tavasszal készült amikor a lombkorona nem volt akadályozó tényező.

6.3. A hidrodinamikai modellezés eredményei

A sűrűségelemzés lehetővé tette, hogy az aljnövényzet sűrűségviszonyait számszerűsítsem és térben ábrázoljam, majd a növényzeti foltok növényzeti érdekességét az előzetes kutatások alapján kiszámítsam (Chow 1959, Sándor 2011, Sági 2015, Nagy 2020). A létrehozott érdekesség térképeket a 4 scenáriónak megfelelően 2D hidrodinamikai modellbe építettem be, és így a növényzet a vízsebességre és vízállásokra kifejtett hatását a mintaterületeken részletesen elemezhettem. A modellezéshez kapcsolódó scenáriók a hullámtér különböző növényzeti borítottságát reprezentálják, választ adva a növényzet és a lefolyásviszonyok kapcsolatára. Az Sz_jelenlegi modellfuttatás mutatja a növényzet felméréskori (2015) állapotát; az Sz_rét scenárió a legkisebb érdekességű, alacsony fűvű gyepel borított hullámteret, ami a szabályozások idején lehetett uralkodó; az Sz_karbantartott modellváltozatban azt modelleztem, hogy milyen hatással lenne a hullámtérre, ha a jelenlegi sűrű aljnövényzet helyett karbantartott aljnövényzetű erdők lennének; míg az Sz_invazív scenárióban bemutattam, hogy hogyan változnának a lefolyásviszonyok, ha a hullámtéri növényzet a mintaterületek teljes területén sűrű lenne. A kapott eredményeket a vízállás (az algyői és Mindszenti mintaterületen) és a vízsebesség alapján (a Mindszenti mintaterületen) validáltam.

6.3.1. Vízsebességek alakulása a különböző scenáriókban

A Mindszenti mintaterület egészen a 2006-os árhullám során a **vízsebességmezők területének napi változását** térben vizsgálva megállapítható, hogy a karbantartott növényzet hatására a $0-0,3$ m/s vízsebességgel rendelkező területek aránya 10%-kal csökkent tetőzésekor az Sz_jelenlegi scenárióhoz képest. Ugyanakkor a $0,3-0,6$ m/s vízsebességgel rendelkező térszínek aránya 22%-kal növekedett, valamint a $0,6$ m/s vízsebességet meghaladó területarány is növekedett 13%-kal. Az alacsony sebesség értékekkel jellemezhető ($\leq 0,3$ m/s) területek aránya az apadás során is csökkent, bár kisebb mértékben (2–4 %), mint az áradó ágban. Tehát összességében a növényzet karbantartása mind a tetőzés, mind az apadás során csökkentette a kis ($0-0,3$ m/s) vízsebességű területek arányát, és növelte a $0,3$ m/s-nál nagyobb vízsebességgel rendelkező térszínek arányát, azaz ily módon bizonyíthatóan javítható a hullámtér vízszállító képessége.

Az Sz_invazív scenárióban tetőzésekor az alacsony vízsebességgel jellemezhető területek aránya 27%-kal nőtt, továbbá a $0,3 - 0,6$ m/s közötti sebességek tartományában a területarány ötödére csökkenését tapasztaltam, ami a sebességek jelentős lassulást mutatja. A $0,6$ m/s feletti sebességek aránya nem változott jelentősen ($<1\%$) Az apadás során 80%-ra nőtt a $0-0,3$ m/s vízsebességgel rendelkező területek aránya, ami 19%-kal haladja meg

Sz_jelenlegi scenárió értékét. Az apadó ágban is tapasztalható a 0,3–0,6 m/s közötti sebességek területi arányának drasztikus csökkenése (-75%). Tehát ha az invazív fajok tovább terjednek, s minden növényzeti típus erősen fertőzötté válik, akkor az árhullám sebességviszonyai romlanak az áradó és apadó ágban egyaránt. Ez az állapot összességében tehát lassítja az árhullám levonulását, ami gondot okozhat a hatékony védekezésben.

Az Sz_rét modellváltozat jelenti a legjelentősebb beavatkozást a hullámtér jelenlegi növényzetébe, így ekkor tapasztalhatók a legjelentősebb eltérések is az Sz_jelenlegi scenárióhoz képest. A tetőzéskor a 0–0,3 m/s közötti sebességmezők aránya csaknem negyedére csökkent a kiindulási változathoz képest. A változással párhuzamosan nagymértékű (háromszoros) növekedés látható a 0,3–0,6 m/s sebességmezők területarányában is az Sz_jelenlegi scenárióhoz képest. Az apadó ágban a 0–0,3 m/s közötti sebességmezők területaránya negyedannyi területet foglal el, míg a 0,3–0,6 m/s sebességmezők területe a négyszeresére nőtt. Az áradó és az apadó ágban sem volt jelentős változás a 0,6 m/s feletti sebességek területarányában. Ebből arra következtettem, hogy ezek a nagy sebességű áramlási mezők a hullámtéren nem, csak a mederben jellemzőek. Összességében ez a scenárió megmutatta, hogy ha fennmaradt volna a szabályozásokkor kis növényzeti érdességű, elsősorban lágyszárúakkal borított hullámtér, akkor a hullámtéren jóval nagyobb lenne a vízsebesség a mainál. Ez összhangban áll a meder- és ártérszabályozás 19. századi céljával, hiszen a fő célkitűzés az árvizek gyorsítása és levonulásuk megkönnyítése volt.

A **hullámtéren** mindegyik modellváltozatban az áradó ágban az **árhullám sebességének** növekedése meghaladja az apadó ágban a sebességcsökkenés mértékét, azaz az áradás során a vízsebességek gyorsabban nőnek napról-napra, mint ahogy apadáskor csökkennek. Tehát, áradó ágban a növényzet nagyobb ellenállást fejt ki az árhullám levonulására, mint apadáskor. Amennyiben a mintaterületen a sűrű és nagyon sűrű osztályokba sorolt erdők aljnövényzetét gondolnák (Sz_karbantartott), a tetőzés időpontjában 0,28 m/s-ra, azaz 16%-kal emelkedne a hullámtéri átlagsebesség a mostanihoz képest, tehát felgyorsulna az árhullámok levonulása. Az apadás az árhullám jellegéből adódóan lassú folyamat, azonban a modellezett időszak végére (2006.05.05) az átlagsebesség 17%-kal magasabb volt (0,25 m/s), mint Sz_jelenlegi scenárióban. A legkedvezőtlenebb állapotot a lefolyás szempontjából az jelentené, ha az erdőkben sűrű lenne az aljnövényzet, és a parlagokat is ellepnék az invazív fajok (Sz_invazív). Ebben az esetben tetőzéskor Sz_invazív és Sz_jelenlegi scenárió között 30%-os sebességcsökkenés jelentkezik. Ez a sebességcsökkenés az apadó ágban is fennmarad, ahol 0,15 m/s-ra csökken a hullámtéri átlagsebesség, 31%-kal alul múlva jelenlegi állapot értékét. Amennyiben a vizsgált hullámteret teljes mértékben rét/nyílt felszín borítaná (Sz_rét), a tetőzéskor a hullámtér átlagsebességének 68%-kal haladná meg (0,41 m/s) az alap állapot (Sz_jelenlegi) átlagsebességét.

A **meder és a hullámtér vízsebessége** szoros kapcsolatban van a hullámtér vízsebességével, ugyanis a modellek azt mutatják, hogy ha a hullámtéren nő a vízsebesség, akkor a mederben csökken. Ez a folyamat jól megfigyelhető a modellezett scenáriók összevetésénél. Sz_karbantartott scenárióban tetőzéskor 7%-kal kisebb volt (0,8 m/s) a mederben a vízsebesség területi átlaga, mint a viszonyítási scenárióban és nagyságrend (5–7%) volt jellemző az apadás során is. Az előzőkkel szemben az aljnövényzet sűrűségének növekedésével (Sz_invazív) a mederben az átlagsebesség növekedése figyelhető meg. Az átlagsebesség növekedése azt jelzi, hogy az árhullám a mederbe szorult, mivel csökkent a hullámtér vízsebessége. A sebességnövekmény mértéke a mederben a tetőzés és az apadás folyamán 11–15 % (0,95–0,97 m/s). Az Sz_jelenlegi scenárióval összehasonlítva Sz_rét változatban a tetőzés időpontjában a meder területi átlagának vízsebesség értéke 33%-kal

kevesebb (0,58 m/s), mint az Sz_jelenlegi scenárióban és apadáskor is 30% körüli értéke a jellemző. Az elemzés alapján jól látható, hogy az Sz_rét scenárió esetében a hullámtér "tehermentesíti" a medret, így a vízszállítás a hullámtéren is jelentős. A vízszállítás legnagyobb mértékben a növényzet megváltoztatásával a mindsenti 1. kanyarulat alsó harmadában lévő bal oldali majd 1 km szélességű hullámtéri gyorsul fel.

Az, hogy a hullámtéren egyre csökken a vízsebesség a növényzet sűrűbbé válásával, elősegíti a hullámtér feltöltődését, hiszen a kisebb vízsebességű víztömegből könnyebben lerakódhat a hordalék. Ez tovább növeli az árvízveszélyt, hiszen ugyanaz a víztömeg egyre inkább magasabb felszínen vonul le (Kiss et al. 2021). Ugyanakkor a mederben az egyre nagyobb vízsebesség elősegíti a meder eróziós folyamatait: tovább folytatódhat a bevágódás (Amissah et al. 2017), ami segíti a partbiztosítások felszámolódását (Kiss et al. 2019c), illetve a még meglevő övzátonyok is lassan felszámolódhatnak erózió révén (Amissah et al. 2019).

Az egyes scenáriókban a *hullámtér és meder átlagsebességeinek kapcsolatát legkifejezőbbben egy hurokgörbe* írja le, mivel a meder és a hullámtér sebességviszonyainak összefüggése időben változik. A hurokgörbék első szakaszában a hullámtéren szétterjedő ár hullám hatására a hullámtéren intenzív sebességnövekedés látható, míg mederben a sebességek mérsékelten változnak. A második szakaszban a hullámtéren szétterülő ár hullám lassan eléri a tetőzés szintjét, így a mederben intenzívebbé válik a sebesség növekedése a növényzeti érdesség függvényében. Minél nagyobb a növényzeti érdesség, annál intenzívebb a mederben a vízsebesség növekedésének üteme, ami miatt a hurokgörbék óramutató járásával ellentétesen elfordulnak. A tetőzés elérése után a harmadik a szakaszban az apadás lassú folyamatként indul el, a hullámtéren és a mederben is mérséklődnek a vízsebességek, így a kapcsolatot leíró görbe ismét elfordul. Az ár hullám negyedik szakaszában a víztömeg levezetődése elindul a mederben, így mederbéli sebességek növekednek, míg a hullámtéren továbbra is lassan csökkennek.

A hulláméri és mederbéli vízsebességek alakulását nem csupán a hullámtér növényzete, hanem a *kanyarulat morfológiája* is befolyásolhatja, mivel hipotézisem szerint minél szűkebb egy kanyarulat, annál nagyobb sebességgel léphet ki a kanyarulat külső ívén illetve a fokon keresztül a víz a hullámtérre. A mindsenti mintaterületen két, különböző morfometriájú kanyarulat található: míg az északi, 1. kanyarulat (214-212 fkm) tág, nagy görbületi sugarú (850 m) viszonylag szűk mederrel (120-140 m), addig a folyásirányban a következő, 2. (ányási) kanyarulat (212-211 fkm) kis görbületi sugarú (275 m) és szélesebb mederrel rendelkezik (160-180 m). Az algyői mintaterület szinte teljes területét egy széles (170-180 m) és nagyon tág görbületi sugarú (3360 m) kanyarulat foglalja el.

Az eredmények alapján a szélsőségesen alacsony és szélsőségesen magas vízsebességek kialakuláshoz a növényzeti és morfológiai paraméterek együttállása szükséges. A mindsenti **1. kanyarulat** hullámterén miután a **víz kilépett** a mederből, lerövidítette az utat és a töltéssel párhuzamosan folytatta útját. A scenáriók esetében a hullámterén a legnagyobb sebességek kialakulása ezen kiáramlási zónákhoz köthetőek. (Sz_jelenlegi 0,5-0,6 m/s, Sz_karbantartott 0,6,-0,7 m/s, Sz_invazív 0,3 m/s, Sz_rét 0,6-0,7 m/s). A mederben a legnagyobb vízsebesség értéke az 1. kanyarulat alsó harmadában jönnek létre (214-212 fkm) ahol a meder szűkülete és geometriája, a tág hullámtér és a sűrű növényzet miatt lecsökkent hullámtéri vízsebességek együttesen okozzák a mederbéli sebességek gyorsulását. Az Sz_jelenlegi scenárió esetében a vízsebesség maximuma a mederben tetőzésekör 1,2 m/s, míg jelenleginél ritkább növényzet esetén (Sz_karbantartott) 1,1 m/s (-10%). A jelenleginél sűrűbb hullámtéri növényzet esetén (Sz_invazív) a maximális vízsebesség a mederben 1,4 m/s-ra nőhetne, azaz 13%-kal emelkedene.

A legalacsonyabb sebességek a mederben és a hullámtéren is a mindszeni **2. kanyarulat** 211,8 fkm-nél alakulnak ki. A vízsebességeket alapvetően befolyásolja, hogy a jobb oldali hullámtéren a kanyarulat a sűrű növényzet valamint egy régi gát maradványa miatt áramlási holtteret jött létre, míg bal oldali hullámtéren a töltéssel párhuzamos irányban alakult ki a vízszállítás útvonala. A kiszélesedő, szűk ívű kanyar felső harmadában lelassul a vízmozgás és a nagyon sűrű növényzet szinte teljesen lelassítja, lefékezi a hullámtéri vízáramlást még a tetőzés időpontjában is. Az Sz_j jelenlegi modellváltozat esetében tetőzésekor 0,06 m/s a jobb oldali hullámtér átlagsebessége, ami szinte állóvizet jelent és ezen értéktől a többi modellváltozatban sincs nagyságrendi eltérés így megállapítható hogy ezen a térszínen a domborzati (régi gát maradványa) és morfológiai viszonyok miatt a növényzet hatása a vízsebességekre nem meghatározó.

A mindszeni területtel összehasonlítva az átlagsebességek értéke az **algyői mintaterület tág kanyarulatában** kismértékben tér el csupán (5-10%). Az algyői kis fejlettségű kanyar mentén a hullámtéri sebességek eloszlása egyenletesebb, és az alvízi elhelyezkedés (visszaduzzasztás) miatt az apadás hatása időben később érzékelhető. Az algyői mintaterületen a hullámtéren jellemző sebesség értékek 0,21 m/s Sz_j jelenlegi szcenárió tetőzi időpontját alapul véve alapul véve, ami szinte megegyezik a mindszeni értékkel 0,24 m/s. A mederben is ezek a minimális sebesség eltérések meg a mintaterületek között az algyőit területen 0,8 m/s a jellemző érték a mederben míg mindszenten 0,83 m/s.

Az összehasonítás azt mutatja, hogy mintaterületeken a hullámtéren a vízsebesség alakulását legerőteljesebben, legnagyobb területen befolyásoló tényező a növényzet, amely nem csupán a hullámtér, de a meder áramlási viszonyaira is hat, közvetett módon. A hullámtéri vízsebességeket befolyásolja a domborzat (pl. sarlólaposok, kubikgödrök, mesterséges gátak) is, hiszen ez határozza meg a mederből a hullámtérre lépés helyét, illetve a vízáramlás útvonalát. A hullámtér szélessége is fontos, hiszen ez biztosítja azt a térszint, ahol a többi hatótényező differenciáltan hathat, míg nagyon szűk hullámtér esetén az egyes hatótényezők olyan erőteljesen kombinálódnak (pl. mindszeni hullámtér jobb oldala), hogy hatásaik nem szétválaszthatók. Ezen eredmények jó egyezést mutatnak Cowan (1956), Limerinos (1970) Aldridge és Garrett (1973) kutatási eredményeivel, akik ezen tényezők dinamikus rendszerben való értelmezését mutatják be, azaz a tényezőket (domborzat, növényzet, mederanyag, mederformák) komplexen kell értékelnünk.

6.3.2. Vízállások alakulása a különböző szcenáriókban

Árvízvédelmi szempontból a legfontosabb paraméter a mintaterületeken a növényzeti sűrűségváltozások hatására bekövetkező **vízállásváltozás**. A vízállásváltozásokat a mintaterületeken egy, a mintaterület közepén elhelyezkedő keresztmetszvény alapján mutatom be. A mindszeni mintaterület esetében az aljnövényzet karbantartása esetén 10 cm lenne a beavatkozás vízszintcsökkentő hatása, ezzel szemben amennyiben az invazív növények térfoglalása folytatódik a hullámtéren a vízállás további 7 cm-rel növekedne a 2006-os ár hullámot alapul véve. Az eredményekből látható, hogy az özönfajok további terjedése már kisebb hatással lenne a vízállásokra (7 cm), mint az aljnövényzet karbantartása (10 cm), ami utal arra, hogy már jelenleg is sűrű aljnövényzetű térszínnek uralják a mintaterületet. Az Sz_{rét} modellváltozatban, amennyiben legelő, rét borítaná a vizsgált hullámtér 17 cm-rel lennének alacsonyabbak a tetőzési vízszintek, így az árvízi levonulás szempontjából legideálisabb a kis növényzeti sűrűségű legelő vagy rét lenne a mindszeni hullámtéren.

A vizsgálatok alapján az algyői mintaterületen nagyon hasonló folyamatok zajlanak le, mint a Mindszenti mintaterületen és a változások mértéke is megegyezik. Az árhullám lefutásnak egyezősége és a növényzet vízsztintbefolyásoló hatásának azonossága a hasonló növényzeti és esés viszonyokkal magyarázható. Algyőnél az Sz_karbantartott scenárióban a tetőzéskor 6 cm-rel alacsonyabb vízszintek alakultak ki (Mindszent: 10 cm) a kiinduló állapothoz képest, míg az Sz_invazív modellváltozat esetében 6 cm-rel nőne a vízszint (Mindszent: 7 cm). Az Sz_rét modellváltozatban a tetőzéskor 12 cm-rel alacsonyabb vízállások alakultak ki, mint a Sz_jelenlegi scenárióban, de ez 5 cm-rel elmarad a Mindszenti mintaterületen mérthez képest (17 cm). Tehát, a hullámtér elhanyagolása esetén mindkét területen várható, hogy további 6-7 cm-rel nő a rekord vízállás a növényzet sűrűbbé válása miatt, ami gondot okozhat, hiszen az Alsó-Tiszán már a 2006-os árvíz során is több helyen a gátak tetőszintjéig ért a víz (Sándor és Kiss 2008). Ugyanakkor a növényzet gondozásával, illetve az erdők rétekekkel és legelőkkel való felváltásával az árvíz szintje 6-10cm-rel illetve 12-17 cm-rel csökkenthető lenne. A korábbi modellfuttatások (1D) során kapott eredményeim azt mutatják, hogy a különböző növényzeti sűrűség és érdesség vízállásokra kifejtett hatása függ a beavatkozási terület nagyságától (Nagy et al. 2018b, Kiss et al, 2019b), és a vízszintekre kifejtett hatás a beavatkozási területen belül is változik. Ha a növényzet karbantartása egy nagyobb szakaszon történik és nem kisebb foltokban, akkor a legnagyobb vízszintcsökkentő hatás a felvízi szakaszon alakul ki, míg az alvízi szakaszon visszaduzzasztó hatás (vízszint-emelkedés) figyelhető meg, mivel a folyásirányban lejjebb lévő, nem gondozott területek nagy növényzeti sűrűségű területe a lefolyást akadályozza. Ezen korábbi eredményeim alátámasztják, hogy a hullámtéri növényzet és a folyó alkotta komplex rendszer menedzselése nem valószínűsíthető meg kis területek kezelésével, előre megtervezett, nagy területre (≥ 10 km-es szakasz) általánosan kiható beavatkozásokra lenne szükség. Ezen tervek megtervezéséhez és komplex elemzéséhez a bemutatott LiDAR alapú technológia ötvözve a 2D hidrológiai modellezéssel alkalmas (Vetter et al. 2011, Manners et al. 2013).

Ez eredmények alapján megfontolandó, hogy a növényzet hosszú távú karbantartására a hullámtéren kiemelt figyelem jusson, hiszen hatása nagyságrendileg azonos egy több milliárdos tározó építésével (Sági 2015, Nagy et al 2018b, Kiss et al. 2019a, 2021). Kutatásom során beigazolódott, hogy a nagy mértékű és hosszú távú hatás csak nagy területen történő komplex beavatkozással valószínűsíthető meg, ugyanis a beavatkozás alvízi oldalán (ahol a karbantartott terület az invazív növényekkel borított területtel találkozik) duzzasztó hatás alakul ki, ami a vízszintek emelkedését okozza (Nagy et al. 2018b, Kiss et al. 2019a). Ezen komplex beavatkozásokat csak egységes, részletes térbeli felbontású adatok alapján lehet pontosan, a vízügyi, erdészeti és környezetvédelmi szempontok figyelembevételével megtenni. Ezen feltételeknek a LiDAR adat alapú elemzések felelnek meg, melyeket kombinálva gépi tanulós algoritmusokkal és hidrodinamikai modellezéssel nagy felbontású képet kapunk az aljnövényzet sűrűségi viszonyairól és az árhullámokra kifejtett hatásokról térben is időben. Az módszer alkalmazásával a vízelvezető sávok pontosan tervezhetőek, továbbá a hullámtéri térszíneken az erdészet bevonásával a növényzet típusa alapján karbantartási és fenntartási tervek készíthetőek a területi adottságok és figyelembe vételével. A felmérések ismétlésével a napra készen azonsíthatóak lefolyási sávokban kialakuló sűrű aljnövényzetű invazív fajokkal benőtt területek.

7. Köszönetnyilvánítás

Hálás köszönettel tartozom témavezetőmnek, Dr. Kiss Tímeának az elmúlt években nyújtott szakmai támogatásáért és folyamatos bátorításáért. Tanácsai és iránymutatása sokat segített jelen dolgozat létrejöttében. Köszönettel tartozom főnökömnek, Fiala Károlynak és Dr. Benyhe Balázs kollegáimnak a szakmai segítségért és támogatásért. Végezetül köszönöm családomnak, barátaimnak és páromnak a folyamatos biztatásukat.

8. Irodalomjegyzék

- Abdel-Rahman E. M., Ahmed F. B. 2008: The application of remote sensing techniques to sugarcane (*Saccharum* spp. hybrid) production: a review of the literature. *International Journal of Remote Sensing*, 29:13, 3753-3767.
- Abu-Aly T.R.; Pasternack, G.B. Wyrick, J.R. Barker R., Massa D., Johnson T. 2014: Effects of LiDAR-derived, spatially distributed vegetation roughness on two-dimensional hydraulics in a gravel-cobble river at flows of 0.2 to 20 times bankfull. *Geomorphology* 206, 468–482.
- Aldridge B.N., Garrett J.M. 1973: Roughness coefficients for stream channels in Arizona: U.S. Geological Survey Open-File Report, 87.
- Altinakar M., Mcgrath M., Ozeren Y., Omari 2008: Modeling and Risk Analysis for Floods due to Failure of Water Control Infrastructures.
- Amissah G. J., Kiss T., Fiala K. 2018: Morphological Evolution of the Lower Tisza River (Hungary) in the 20th Century in Response to Human Interventions *WATER* 10 : 7 Paper: 884 , 20 p.
- Amissah G.J; Kiss T., Fiala K. 2019: Active point-bar development and river bank erosion in the incising channel of the Lower Tisza River, Hungary. *ACTA DEBRECINA Landscape and Environment*, 13/1, 13-28.
- Amissah, G. J., Kiss T, Fiala K. 2017: Centurial Changes in the Depth Conditions of a Regulated River: Case Study of the Lower Tisza River, Hungary. *Journal of Envi Geo.* 10, 1-2, 41-51.
- Anderson K., Gaston K.J. 2013: Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. *Front. Ecol. Environ* 11. 138–146.
- Ashraf S., Brabyn L., Hicks B.J., Collier K. 2010: Satellite remote sensing for mapping vegetation in New Zealand freshwater environments: A review. *N. Z. Geogr.* 66. 33–43.
- Balogh M., Kiss T., Sümegehy B. 2017: Aktív ártérfejlődési típusok a Maros Lippa és Szeged közötti szakaszán. *Földrajzi Közlemények*, 141. 309-320.
- Barnes H.H. Jr. 1967: Roughness characteristics of natural channels: U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 1849, 213 p.
- Bendix J., Stella J.C., 2013: Riparian Vegetation and the Fluvial Environment: A Biogeographic Perspective, in: *Treatise on Geomorphology*. Elsevier, pp. 53–74.
- Bengio Y., Grandvalet Y. 2004: No Unbiased Estimator of the Variance of K-Fold Cross-Validation. *Journal of Machine Learning Research* 5, 1089–1105.
- Benson M.A., Dalrymple T. 1967: General field and office procedures for indirect discharge measurements: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, 30 p.
- Bertalan L. – Nagy B. –Szopos N. M. – Eltner A. – Sardemann H. – Mader D. 2019: Medertopográfiai és hidrometriai vizsgálatok a Sajó mentén pilóta nélküli vízi és légi járművekkel. In: Molnár V. (szerk.): *Az elmélet és gyakorlat találkozása a térinformatikában IX.*, Debrecen, pp. 55–60.
- Bertalan L., Riczu P., Bors R., Szabó S., Eltner A. 2022: Application of UAS laser scanning for precision crop monitoring in Hungary, *EGU General Assembly 2022*, Vienna, Austria, 23–27.
- Bertoldi W., Drake N.A., Gurnell A.M. 2011: Interactions between river flows and colonizing vegetation on a braided river: exploring spatial and temporal dynamics in riparian vegetation cover using satellite data.
- Bodon F, Búza K. 2014: *Adatbányászat*. Budapesti Műszaki Egyetem, Egyetemi jegyzet. 394.
- Bogárdi J. 1971: *Vízfolyások hordalékszállítása; (Sediment transport of rivers)* Akadémiai kiadó: Budapest, p. 837.
- Bogdánfy Ö. 1901: *Hidrológia*. Pátria Irodalmi Vállalat és Nyomdai Részvénytársaság, Budapest, p. 165.
- Borhidi A., Sánta A. 1999: Vörös könyv Magyarország növénytakarulásairól. A KÖM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 6. Természetbúvár Alapítvány. Budapest 362 p..
- Boros Á. 1960: A behurcolt növények szerepe a növénytakaróban. *Természettudomány Közönlöny* 4/91.
- Boscutti F., Pellegrini E., Casolo V., Nobili M., Bucchieri M., Alberti, G. 2020: Cascading effects from plant to soil elucidate how the invasive *Amorpha fruticosa* L. impacts dry grasslands. *J. Veg. Sci.* 31. 667–677.
- Botár I., Károlyi Zs. 1971: A Tisza szabályozása. *Vízügyi Történeti Füzetek* 3, p. 78.
- Botta-Dukát Z., Balogh L., Dancza I, 2004: Az inváziót elősegítő tulajdonságok és tulajdonásgkombinációk a hazai neofitonok jegyzékének elemzése alapján. In: Mihály B., Botta-Dukát Z., (szerk): *Biológiai Inváziók Magyarországon Özönnövények*, TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest pp. 93-111
- Bowler D.E., Mant R., Orr H., Hannah D.M., Pullin A.S. 2012: What are the effects of wooded riparian zones on stream temperature? *Environ. Evid.* 1/3.

- Bren L. J. 1993: Riparian zone, stream, and floodplain issues: a review: *Journal of Hydrology*, 150. 277–299.
- Caissie D. 2006: The thermal regime of rivers: a review. *Freshw. Biol.* 51. 1389–1406.
- Campbell M.J., Dennison P.E., Hudak A.T., Parham L.M., Butler B.W. 2018: Quantifying understory vegetation density using small-footprint airborne LiDAR. *Remote Sens. Environ.* 215. 330–342.
- Chasmer L., Hopkinson C., Treitz P., 2006: Investigating laser pulse penetration through a conifer canopy by integrating airborne and terrestrial LiDAR. *Can. J. Remote Sens.* 32, 116–125.
- Chow V.T. 1959: *Open channel hydraulics*, McGraw-Hill, New York, United States, p. 364.
- Corenblit D., Baas A., Balke T., Bouma T., Fromard F., Garófano-Gómez V., González E., Gurnell A.M., Hortobágyi B., Julien F., Kim D., Lambs L., Stallins J.A., Steiger J., Tabacchi E., Walcker R., 2015. Engineer pioneer plants respond to and affect geomorphic constraints similarly along water-terrestrial interfaces world-wide: Biogeomorphic feedbacks along water-terrestrial interfaces. *Global Ecology and Biogeography* 24, 1363–1376.
- Cowan W.L. 1956: Estimating hydraulic roughness coefficients. *Agricultural Engineering*, v. 37, no. 7, 473–475.
- Csépes E., Bancsi I., Végvári P., Aranyiné Rózsavári A. 2003: Sediment transport study on the Middle Tisza (between Kisköre 1132 and Szolnok). MHT Szolnok, (CD), 2, 1-10
- Csépes E.; Nagy M., Bancsi I., Végvári P., Kovács P., Szilágyi E. 2000: The phases of water quality characteristics in the middle 1134 section of river Tisza in the light of the greatest flood of the century. *Hidrológiai Közlöny* 80, 285-287
- Csiha I., Rásó J., Keserű Zs., Kamandiné V. Á., Kovács Cs. 2012: A termőhelyi változások hatása a nemesnyár klónok produktumára In: Csiha, I (szerk.) *Alföldi Erdőkért Egyesület Kutatói Nap : Tudományos eredmények a gyakorlatban Kecskemét, Magyarország : Alföldi Erdőkért Egyesület* pp. 19-27.
- Cunningham S.C., Griffioen P., White M.D., Nally R.M., 2018. Assessment of ecosystems: A system for rigorous and rapid mapping of floodplain forest condition for Australia's most important river. *Land Degrad. Dev.* 29, 127–137.
- Dégen I. 1969: A szegedi árvíz – fordulópont a Tisza-völgy ármentesítésének történetében. In: *A szegedi árvíz 1879. Vízügyi Történeti Füzetek* 1. 7-18.
- Delai F., Kiss T., Nagy J. 2018: Field-based estimates of floodplain roughness along the Tisza River (Hungary): The role of invasive *Amorpha fruticosa*. *Appl. Geogr.* 2018, 90, 96–105.
- Demeter L., Molnar A.P., Bede-Fazekas Á., Ollerer K., Varga A., Szabados K., Tucakov M., Kis A., Biró M., Marinkov J. 2021: Controlling invasive alien shrub species, enhancing biodiversity and mitigating flood risk: A win-win-win situation in grazed floodplain plantations. *J. Environ. Manag.* 295, 113053.
- Dreesen R. D., Harrington J. T. 1997: Propagation of native plants for restoration projects in the Southwestern U.S Preliminary investigations, In: Landis T. D., Thopson J. *National Proceedings. Forest and Conservation Nursey Associations Gen, Tech Rep.*
- Dudley S. J., Bonham C. D., Abt S. R., Fischenich, J. C. 1998: Comparison of methods for measuring woody riparian vegetation density. *Journal of Arid Environments* 38, 77–86.
- Dufour S., Bernez I., Betbeder J., Corgne S., Hubert-Moy L., Nabucet J., Rapinel S., Sawtschuk J., Trollé C. 2013: Monitoring restored riparian vegetation: how can recent developments in remote sensing sciences help? *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 10.
- Dufour S., Muller E., Straatsma M., Corgne S 2012: Image Utilisation for the Study and Management of Riparian Vegetation: Overview and Applications, in: *Fluvial Remote Sensing for Science and Management*. John Wiley & Sons, Ltd.
- Dufour S., Rodríguez-González P.M., Laslier M. 2019: Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies: Main topics, approaches and needs in a globally changing world. *Sci. Total Environ.* 653, 1168–1185.
- Dunka S., Fejér L., Vágás I. 1996: A veritékes honfoglalás - A Tisza-szabályozás története. *Vízügyi Múzeum, Levéltár és Könyvtár*, 215 p.
- Dwyer E., Pinnock S., Gregoire J.-M., Pereira J.M.C. 2000: Global spatial and temporal distribution of vegetation fire as determined from satellite observations. *Remote Sensing* 21/6-7. 1289-1302.
- EEA. 2020: Floodplains: a natural system to preserve and restore. *European Environment Agency Report No 24/2019.* 56.
- Errico A., Pasquino V., Maxwald M., Chirico G.B., Solarie L., Pretia F. 2018: The effect of flexible vegetation on flow in drainage channels: Estimation of roughness coefficients at the real scale. *Ecol. Eng.* 120. 411–420.
- European Commission 2000 Directive 2000/60/EEC. (n.d.). Establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*.

- Fehérvári I., Kiss T. 2020: Identification of Riparian Vegetation Types with Machine Learning Based on LiDAR Point-Cloud Made Along the Lower Tisza's Floodplain. *Journal of Environmental Geography* 13, 53-61.
- Fehérvári I., Kiss T. 2021: Riparian Vegetation Density Mapping of an Extremely Densely Vegetated Confined Floodplain. *Hydrology*, 8/4 176, p. 25.
- Felföldy L. 1942: Szociológiai vizsgálatok a pannóniai flóratérület gyomvegetációján *Acta Geobotanica Hungarica* 5. 87-140.
- Fernandes M.R., Aguiar F.C., Ferreira M.T., Pereira J.M.C. 2013: Spectral separability of riparian forests from small and medium-sized rivers across a latitudinal gradient using multispectral imagery. *Int. J. Remote Sens.* 34. 2375–240.
- Fiala K., Kiss T. 2005: A középvízi meder változásai az 1890-es évektől az Alsó-Tiszán. *Hidrológiai Közöny*, 85/3. 60-65.
- Forzieri G., Castelli F., Preti F., 2012: Advances in remote sensing of hydraulic roughness. *Int. J. Remote Sens.* 33, 630–654.
- Francisci D. A. 2021: Python Script for Geometric Interval Classification in QGIS: A Useful Tool for Archaeologists. *Environ. Sci. Proc.* 10/1.
- Gábris Gy. 1995: A folyóvízi felszínalakulás módosulásai a hazai későglaciális-holocén ökoszisztéma változásainak tükrében. *Földrajzi Közlemények* 119 /43. 3-10.
- Gábris Gy., Somhegyi A. 2003: Árvízi tározás vagy ártéri gazdálkodás a Tisza mentén. – in. Csorba P. (szerk.): Környezetvédelmi mozaikok - Tiszetelektől Kerényi Attila 60. születésnapjára - CIVIS-COPY Kft, Debrecen. 81-95.
- Gauzer B. – Bartha P. 2003: Árvízi szimulációs vizsgálatok a Felső-Tiszán az 1998. novemberi árhullám alapján. In: Szilávik L. (szerk.): Az 1998. évi árvíz. *Vízügyi Közlemények különszám* 1. 93-105.
- Gencsi L., Vancsura R. 1997: Dendrológia. Erdészeti növénytan II. Mezőgazda Kiadó, Budapest 728 p.
- Goetz S.J. 2006: Remote Sensing of Riparian Buffers: Past Progress and Future Prospects. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 42, 133–143.
- Gómez R. D., Pasternack G. B., Guillon H., Byrne F. C., Schwindt S., Larrieu G. K., Solis S.S. (2022): Mapping subaerial sand-gravel-cobble fluvial sediment facies using airborne lidar and machine learning, *Geomorphology*. 401.
- Goodwin N.R., Coops N.C., Bater C., Gergel S.E. 2007: Assessment of sub-canopy structure in a complex coniferous forest. In *Proceedings of the ISPR Workshop "Laser Scanning 2007 and SilviLaser 2007"*, Espoo, Finland, 12–14 September pp. 169–172.
- Grabmeier J.L., Lambe L.A. 2007: Decision trees for binary classification variables grow equally with the Gini impurity measure and Pearson's chi-square test. *Int. J. Bus. Intell. Data Min.* 2, 213.
- Greame D., Dunkerley D. L. 1993. Hydraulic resistance by the river red gum, *eucalyptus carnaldulensis*, in ephemeral desert streams. *Australian Geographic Studies* 31 (2), 141–154.
- Gregory K. J. 1979: Hydrogeomorphology: how applied should we become? *Progress in Physical Geography*. 3. 84–101.
- Griffin E.R., Perignon, M.C., Friedman J.M., Tucker G.E. 2017: Effects of woody vegetation on overbank sand transport during a large flood, Rio Puerco, New Mexico. *Geomorphology*, 207, 30–50.
- Gurnell A.M. 2014: Plants as river system engineers. *Earth Surf. Process. Landf.* 39. 4–25.
- Hahmraz H., Contreras M.A., Zhang. 2017: J. Forest understory trees can be segmented accurately within sufficiently dense airborne laser scanning point clouds. *Sci. Rep.* 7, 6770.
- Haslam S. 1972: Biological Flora of the British Isles, *Phragmites communis* Trin. – *Journal of Ecology* 60.
- Hernes P. 2015: Késő-pleisztocén és holocén ártérfejlődés az Alsó-Tisza mentén. Doktori értekezés, Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék. p. 118.
- Heurich M., Thoma F., 2008: Estimation of forestry stand parameters using laser scanning data in temperate, structurally rich natural European beech (*Fagus sylvatica*) and Norway spruce (*Picea abies*) forests. *Forestry* 81. 645–661.
- Hortobágy T., Simon T. 1981: Növényföldrajz, társulástan ökológia. Tankönyvkiadó, Budapest 243 p.
- Hosner J. F., Minckler L.S: 1960 : Hardwood reproduction in the river bottoms of southern Illinois. *Forest Science* 6. 67-77.
- Hudak A., Crookston N., Evans J., Hall D., Falkowski, M. 2008: Nearest neighbour imputation of species-level, plot-scale forest structure attributes from lidar data. *Remote Sensing of Environment*, 112, 2232–2245.
- Huylenbroeck L., Laslier M., Dufour S., Georges B., Lejeune P., Michez A. 2019: Using Remote Sensing to Characterize Riparian Vegetation: A Review of available tool and perspectives for managers
- Iványi B. 1948: A Tisza kisvízi szabályozása I-II. *Vízügyi Közlemények* 1948/2-3, 9-159. 271-435.
- Jäger E. J. 1988: Möglichkeiten der Prognose synanthroper Pflanzenausbreitungen. *Flora* 180, 101-131.

- Jakubowski M.K., Guo Q., Collins B., Stephens S., Kelly M. 2013: Predicting surface fuel models and fuel metrics using lidar and CIR imagery in a dense mixed conifer forest. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* 79, 37–49.
- Jalonen J., Järvelä J., Virtanen J.P., Vaaja M., Kurkela M., Hyyppä H. 2015: Determining Characteristic Vegetation Areas by Terrestrial Laser Scanning for Floodplain Flow Modelling, *Water* 7(2), 420–437.
- Järvelä J. 2009: Flow resistance of flexible and stiff vegetation: A flume study with natural plants. *J. Hydrol.* 269, 44–54.
- Jeffries R., Darby S.E., Sear D.A. 2003: The influence of vegetation and organic debris on flood-plain sediment dynamics: Case study of a low-order stream in the New Forest, England. *Geomorphology*, 51, 61–80.
- Johansen K., Phinn S., Witte C., 2010: Mapping of riparian zone attributes using discrete return LiDAR, QuickBird and SPOT-5 imagery: Assessing accuracy and costs. *Remote Sens. Environ.* 114, 2679–2691.
- Jung S.E., Kwak S.A., Park T., Lee W.K., Yoo S. 2011: Estimating Crown Variables of Individual Trees Using Airborne and Terrestrial Laser Scanners. *Remote Sensing* 3, 2346–2363.
- Kevey B. 2008: Magyarország erdőtársulásai (Forest associations of Hungary). *Tilia* 14, 488 p.
- Kevey B., Tóth V. 2006: A Baranyai-Dráva-sík fehérynár-ligetei (Senecioni sarracenic-Populetumalbae Kevey in Borhidi et Kevey 1996). *Natura Somogyiensis* 9: 47–62.
- Kiss A. 2004: Ökológiai árvízvédelem tervezése, az I. II. III. katonai felmérések elemzése alapján, a tervezett cigándi-árapasztó tározó példáján.
- Kiss T. 2014: Fluviális folyamatok antropogén hatásra megváltozó dinamikája: egyensúly és érzékenység vizsgálata folyóvízi környezetben. Akadémiai doktori értekezés, Szeged, p. 163.
- Kiss T., Amissah G.J., Fiala K. 2019c: Bank Processes and Revetment Erosion of a Large Lowland River: Case Study of the Lower Tisza River, Hungary. *Water*, 11, 1313; 1-17.
- Kiss T., Amissah G.J., Fiala, K. 2019c: Bank Processes and Revetment Erosion of a Large Lowland River: Case Study of the Lower Tisza River, Hungary *WATER* 11 : 6 Paper: 1313 , 17 p.
- Kiss T., Fiala K., Sipos Gy. 2008: Alterations of channel parameters in response to river regulation works since 1840 on the Lower Tisza River (Hungary). *Geomorphology*, 98, 96-110.
- Kiss T., Nagy J., Fehérvári I., Amissah J.G., Fiala K., Sipos G. 2021: Increased flood height driven by local factors on a regulated river with a confined floodplain, Lower Tisza, Hungary. *Geomorphology* 389.
- Kiss T., Nagy J., Fehérvári I., Vaszkó Cs. 2019a: (Mis)management of floodplain vegetation: The effect of invasive species on vegetation roughness and flood levels. *Science of The Total Environment* 686. 931-945.
- Kiss T., Sipos Gy, Fiala K. 2002: Recens üledékfelhalmozódás sebességének vizsgálata az Alsó-Tiszán. *Vízügyi Közlemények* 84/3. pp. 456-472
- Kiss T.; Fiala K.; Sipos Gy.; Szatmári G. 2019b: Long-term hydrological changes after various river regulation measures: are we responsible for flow extremes? *Hydrology Research*, 50/2. 417-430.
- Knapp R. 1965: Die Vegetation von Nord- und Mittelamerika, Vegetationsmonographien der einzelnen Grossräume. Band I. VEG Gustav Fisher Verlag, Jena
- Koflanivits E. 1977: A csapadékmennyiség változékonyságának elemzése Közép Európában. *OMSZ Kiseb Kiadványai*, 42. 71.
- Konecsny K. 2000: Az országhatáron túli tájátalakítás hatása az Alföld vízviszonyaira. In: Pálfi I.(szerk.): A víz szerepe és jelentősége az Alföldön. A Nagyalföld Alapítvány Kötetei 6. 27-45.
- Konecsny K. 2002: Hegy és dombvidéki erdők hatása a lefolyásra, különös tekintettel a Felső-Tisza vízgyűjtőjére. *Hidrológiai Közöny* 82/6. 327-331.
- Kormányrendelet 2014: A 83/2014. (III. 14.) Korm. rendelet a nagyvízi meder, a parti sáv, a vízjárta és a fakadó vizek által veszélyeztetett területek használatáról, hasznosításáról, valamint a folyók esetében a nagyvízi mederkezelési terv készítésének rendjére és tartalmára vonatkozó szabályokról.
- Kostrakiewicz-Gierałt K., Pliszko A., Barabasz-Krasny B., Bomanowska A., Dajdok Z., Gudžinskas Z., Kucharczyk M., Mackowiak Ł., Majk J., Mozdzen K., Podgórska M., Rasimavicius M., Rewicz A., Szczesniak E., Wójcik T., Stachurska-Swakón A. 2022: The Relationships of Habitat Conditions, Height Level, and Geographical Position with Fruit and Seed Traits in Populations of Invasive Vine *Echinocystis lobata* (Cucurbitaceae) in Central and Eastern Europe. *Forests*, 13, 256
- Kovács S. 2007: Kisköre, déli országhatár közötti Tisza szakasz lefolyásviszonyainak jellemzése, *ATIKÖVIZIG és KÖTIKÖVIZIG*, Kézirat. 1-43.
- Kovács S. 2013: Tisza-völgy hidrológiai sajátosságai, a folyó hidrodinamikai modellezése. *conomica*, 6(2), 4–12.
- Kovács S., Kiss A., Szekeres J. 2006: Experinces in Application of HEC-RAS Model Under Circumstances of Flood Waves. In: Schanze, J., Zeman, E., Marsalek, J. (eds) *Flood Risk Management: Hazards, Vulnerability and Mitigation Measures*. NATO Science Series, vol 67. Springer, Dordrecht.

- Kovács S., Varga L., Nagy I., Czeglédi I., Bogardi I., Váradi J., Barabás B. 2003: A Szolnoki Műhely Szemelvények a Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztésének megalapozó tanulmányaiból. Közép-Tisza Vidéki Vízügyi Igazgatóság, Szolnok, 165p.
- Kükenbrink D., Schneider F.D., Leiterer R., Schaepman M. E., Morsdorf F. 2017: Quantification of hidden canopy volume of airborne laser scanning data using a voxel traversal algorithm. *Remote Sensing of Environment*, Volume 194, 424-436.
- Laes D., Mellin T., Wilcox C., Anhold J., Maus P., Falk D.A., Koprowski J., Drake S., Dale S., Fisk H., et al. 2009: Mapping Vegetation Structure in the Pinaleno Mountains Using Lidar; U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Remote Sensing Applications Center RSAC-0118-RPT1: Salt Lake City, UT, USA, 84p.
- Larsen L.G. 2019: Multiscale flow-vegetation-sediment feedbacks in low-gradient landscapes. *Geomorphology* 334, 165–193.
- Lászlóffy W. 1982: A Tisza. Vízi munkálatok és vízgazdálkodás a Tisza vízrendszerében. Akadémiai Kiadó, Budapest. 610 p.
- Ledesma J.L.J., Futter M.N., Blackburn M., Lidman F., Grabs T., Sponseller R.A., Laudon H., Bishop K.H., Köhler S.J. 2018: Towards an Improved Conceptualization of Riparian Zones in Boreal Forest Headwaters. *Ecosystems* 21, 297–315.
- Leopold L. B. 1994: A View of the River. Harvard University Press. Cambridge, MA. 290 p.
- Levy E. B., Madden E. A. 1933: A point method of pasture analysis. *Journal of Agriculture* 46, 267–279.
- Lewin J. 1978: Floodplain geomorphology. *Progress in Physical Geography*, 2, 408–437.
- Li S., Shan J. 2022: Adaptive Geometric Interval Classifier. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.* 11. 430.
- Limerinos J.T. 1970: Determination of the Manning coefficient from measured bed roughness in natural channels: U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 1898-B, 47.
- Liu D., Diplas P., Fairbanks J.D., Hodges C.C., 2008: An experimental study of flow through rigid vegetation. *J. Geophys. Res.* 113. 1–16.
- Lóczy D. 2011: A Kapos árterének hidromorfológiai és tájökológiai értékelése. MTA doktori értekezés. 195.p
- Lóczy D. 2013: Az árterek geomorfológiai osztályozásai a nemzetközi szakirodalomban. *Földrajzi Közlemények*, 137/2, 105-120.
- Lóczy D., Gál-Balogh R., Prokos H. 2016: Ártérhelyreállítási lehetőségek a Dráva magyarországi szakaszán. *Acta Climatologica et Chorologica Universitatis Szegediensis*, 63-75.
- Lóki J. – Szabó J. – Konecsny K. – Szabó G. – Szabó Sz. 2004: Az erdősültség és az árhullámokkapcsolata a Felső-Tisza-vidéken. II. Magyar Földrajzi Konferencia (CD kiadvány). Szeged. 1-21.
- Lóki J., Szabó J., Koncseny K., Szabó G., Szabó Sz. 2004: Az erdősültség az árhullámok kapcsolata a Felső-Tisza-vidékein.
- Loncar G., Hrsak V., Maja Kerovec., Dekanic S., Vranjes D. 2020: Removal Methods for invasive *Amorpha fruticosa* – Example of Odransko Polje. *Environmental Engineering*, 7/2, 75-83.
- Luhar M., Rominger J., Nepf H. 2008: Interaction between flow, transport and vegetation spatial structure. *Environ. Fluid Mech.* 8. 423.
- MacArthur R. H., MacArthur J. W. 1961: On bird species diversity. *Ecology* 42 (3), 594–598.
- Madsen B., Treier U.A., Zlinszky A., Lucieer A., Normand S. 2020: Detecting scrub encroachment in seminatural grasslands using UAS LiDAR. *Ecol. Evol.* 10, 4876–4902.
- Manners R., Schmidt J., Wheaton M. J. 2013: Multiscalar model for the determination of spatially explicit riparian vegetation roughness. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 118, 65–83.
- Martinuzzi S., Vierling L.A., Gould W.A., Falkowski M.J., Evans J.S., Hudak A.T., Vierling K.T. 2009: Mapping snags and understory shrubs for a LiDAR-based assessment of wildlife habitat suitability. *Remote Sens. Environ.* 113, 2533–2546.
- McGaughey R. 2018: Users Manual of Fusion/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization; United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station: Seattle, WA, USA, p. 217.
- Medvecká J., Jarolínek I., Hegedúsová K., Škodová I., Bazalová D., Botková K., Šibíková M., 2018: Forest habitat invasions – Who with whom, where and why. *Forest Ecology and Management*, Volume 409, 468-478,
- Meng X., Currit N., Zhao K., 2010: Ground Filtering Algorithms for Airborne LiDAR Data: A916 Review of Critical Issues. *Remote Sensing* 2, 833–860.
- Michez A., Piégay H., Jonathan L., Claessens H., Lejeune P. 2016: Mapping of riparian invasive species with supervised classification of Unmanned Aerial System (UAS) imagery. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 44, 88–94.
- Morgan J.L., Gergel S.E., Coops N.C. 2010: Aerial Photography: A Rapidly Evolving Tool for Ecological Management. *BioScience* 60, 47–59.

- Morsdorf F., Marell A., Koetz B., Cassagne N., Pimont F., Rigolot E., Allgöwer B. 2010: Discrimination of vegetation strata in a multi-layered Mediterranean forest ecosystem using height and intensity information derived from airborne laser scanning. *Remote Sens. Environ* 114, 1403–1415.
- Muller E., Décamps H., Dobson M.K. 1993: Contribution of space remote sensing to river studies. *Freshw. Biol.* 29. 301–312
- Naesset E., Gobakken, T., Holmgren, J., Hyypä, J., Maltamo, M., Nilsson, M., Olsson, H., Persson, A., Doderman, U. 2004. Laser scanning of forest resources: the Nordic experience. *Scandinavian. Journal of Forest Research* 19. 482–499.
- Nagy J. 2020: Hullámtéri akkumuláció és az az befolyásoló tényezők vizsgálata az Alsó-Tiszán. PhD Doktori értekezés. Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, p. 151.
- Nagy J., Kiss T., Fehérvári I., Vaszkó C. 2018b: Changes in floodplain vegetation density and the impact of invasive *Amorpha fruticosa* on flood conveyance. *J. Environ. Geogr.* 11, 3–12.
- Nagy J., Kiss T., Fiala K. 2018a: Hullámtér-feltöltődés vizsgálata az Alsó-Tisza mentén. II. Folyóhátak (parti háta) feltöltődését befolyásoló tényezők. *Hidrológiai Közöny*, 2018/98, 33-39.
- Naiman R.J., Décamps H. 1997: The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28. 621–658.
- Narumalani S., Mishra D.R., Wilson R., Reece P., Kohler A. 2009: Detecting and Mapping Four Invasive Species along the Floodplain of North Platte River, Nebraska. *Weed Technol.* 23. 99–107.
- National Research Council, 2002: Riparian Areas: Functions and Strategies for Management. National Academies Press, Washington, D.C.
- Newsome A. E., Noble I. R. 1986: Ecological and physiological characters of invading species. In: Groves R. H., Burdon J.J., (eds.): *Excology of Biological Invasions*. Cambridge University Press, Cambridge pp. 1-20
- Oroszi V. 2009: Hullámtér-fejlődés vizsgálata a Maros magyarországi szakaszán. Doktori értekezés, Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék. p. 127.
- Osterkamp W.R., 2008: Annotated Definitions of Selected Geomorphic Terms and Related Terms of Hydrology, Sedimentology, Soil Science and Ecology. USGS, Reston, Virginia.
- Osterkamp W.R.; Hupp C.R. 2010: Fluvial processes and vegetation—Glimpses of the past, the present, and perhaps the future. *Geomorphology* 116, 274–285.
- Pálfai P. 1994: Összefoglaló tanulmány A Duna – Tisza közti talajvízszint-süllyedés okairól és a vízhiányos helyzet javításnak lehetőségeiről. In: Pálfai P. (szerk.): *A Duna – Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái*. A Nagyalapföld alapítvány kötetei 3. 111-126.
- Papanastasis V. P., Platis P. D., Dini-Papanastasi O. 1998: Effects of age and frequency of cutting on productivity of Mediterranean deciduous fodder tree and shrub plantations. *Forest Ecology and Management* 110, 283-292.
- Pataki A., Nagy L.A., Bertalan L., Szabó Szikárd. 2019: Zöldfelületek térképezése drón alapú légifelvételekből. In: Molnár V. (szerk.): *Az elmélet és gyakorlat találkozása a térinformatikában IX.*, Debrecen, pp. 55–60.
- Paul M., Mitrow G. 2004: The dune race of *Vitis riparia* in Ontario: Taxonomy, conservation and biogeography. Biodiversity, National Program on Environmental Health, Agriculture and Agri-Food Canada, Research Branch, Wm. Saunders Bldg., Central Experimental Farm, Ottawa, Ontario, Canada
- Pedregosa F., Varoquaux G., Gramfort A., Michel V., Thirion B., Grisel O., Blondel M., Prettenhofer P., Weiss R., Dubourg V., Vanderplas J., Passos A., Cournapeau D., Brucher M., Perrot M., Duchesnay É. 2011: Scikit-learn: Machine Learning in Python. *Journal of Machine Learning Research* 12(85), 2825–2830.
- Pei B., Zhou B. 1993: A study on the drought resistance of the shrub species. *Forest Research* 6, 597-602.
- Petryk S., Bosmajian G. 1975: Analysis of flow through vegetation: American Society of Civil Engineers Proceedings, Journal of the Hydraulics Division, v.101, no. HY7, p. 871-884.
- Prior E.M., Aquilina C.A., Czuba J.A., Pingel T.J., Hession W.C. 2021: Estimating Floodplain Vegetative Roughness Using Drone-Based Laser Scanning and Structure from Motion Photogrammetry. *Remote Sensing*, 13, 2616.
- Prisztner Sz. 1997: A magyar adventívflóra kutatása. *Botanikai Közlemények*. 87/4. 25-32.
- Radvánszky B. 2013: A Felső-Tisza vízgyűjtőjének negyedidőszaki és jövőbeli éghajlatváltozásai és kapcsolata a domborzat fejlődésével. Pécsi Tudományegyetem, Földrajzi és Földtudományi Intézet, p. 137.
- Rakonczi J., Kozák P. 2009: Az Alsó-Tisza-vidék és a Tisza. *Földrajzi Közlemények* 133/4, 385-395.
- Ramser C.E. 1929: Flow of water in drainage channels: U.S. Department of Agriculture, Technical Bulletin No. 129, 101 p.
- Rejmanek M. 1996: A theory of seed plant invasiveness: the first sketch. *Biological Conservation* 78: 171-181
- Réthy A. 1936: Megváltoztatta-e éghajlatunkat az ármentesítés. *Vízügyi Közlemények* 18, 134-165.

- Riaño D., Valladares F., Condés S., Chuvieco E. 2004: Estimation of leaf area index and covered ground from airborne laser scanner (Lidar) in two contrasting forests. *Agric. For. Meteorol.* 124, 269–275.
- Richardson J.J., Torgersen C.E., Moskal L.M. 2019: Lidar-based approaches for estimating solar insolation in heavily forested streams. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 23, 2813–2822.
- Ritzen M., Straatsma M. 2002: Laseraltimetrie en hydraulische vegetatieruwheid van uiterwaarden. Master's thesis, Universiteit Utrecht.
- Róna Zs. 1936: Néhány megjegyzés hazánk éghajlata megváltozásának kérdéséhez. *Időjárás* 40, 42–52.
- Rongjun Z., Chunli Y., Xianbao C., Jianxiong L., Benhua F., & Yurong W. 2014: Anatomical, Chemical and Mechanical Properties of Fast-Growing *Populus Euramericana* cv. *IAWA Journal*, 35(2), 158–169.
- Rubol S., Ling B., Battiatto I., 2018: Universal scaling-law for flow resistance over canopies with complex morphology. *Sci. Rep.* 8, 1–15.
- Rusnák M., Goga T., Michaleje L., Šulc Michalková M., Máčka Z., Bertalan L., Kidová A. 2022: Remote Sensing of Riparian Ecosystems. *Remote Sensing*, 14(11), 2645.
- Rutherford J.C., Meleason M.A., Davies-Colley R.J. 2018: Modelling stream shade: 2. Predicting the effects of canopy shape and changes over time. *Ecol. Eng.* 120, 487–496.
- Saarinen N., Vastaranta M., Vaaja M., Lotsari E., Jaakkola A., Kukko A., Kaartinen H., Holopainen M., Hyypä H., Alho P. 2013: Area-based approach for mapping and monitoring riverine vegetation using mobile laser scanning. *Remote Sens.* 5, 5285–5303.
- Sabo J.L., Sponseller R., Dixon M., Gade K., Harms T., Heffernan J., Jani A., Katz G., Soykan C., Watts J., Welter J. 2005: Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology* 86, 56–62.
- Sági R. 2015: A Tisza folyó 159,6–253,8 fkm közötti szakaszának nagyvízi mederkezelési tervéhez kapcsolódó kétdimenziós hidrodinamikai modellvizsgálat. *Modellvizsgálati dokumentáció* p. 55.
- Sándor A. 2011: A hullámtér feltöltődés folyamatának vizsgálata a Tisza középső és alsó szakaszán. *Doktori értekezés. Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék*, p. 121.
- Sándor A., Kiss T. 2006: A hullámtéri üledék-felhalmozódás mértékének vizsgálata a Közép- és az Alsó-Tiszán. *Hidrológiai Közlöny* 86/2. 58–63.
- Sándor A., Kiss T. 2008: A területhasználat-változás hatása az üledék-felhalmozódásra, közép-tiszai vizsgálatok alapján. IV. Magyar Földrajzi Konferencia (CD kiadvány), 1–6.
- Sándor A., Kiss T. 2008: Floodplain aggradation caused by the high magnitude flood of 2006 in the Lower Tisza region, Hungary. *Journal of Environmental Geography* Vol. I. No. 1–2, 31–39.
- Schlosser AD., Szabó G., Bertalan L., Varga Z., Enyedi P., Szabó S. 2020: Building Extraction Using Orthophotos and Dense Point Cloud Derived from Visual Band Aerial Imagery Based on Machine Learning and Segmentation. *Remote Sensing*, 12(15), 2397.
- Schnier S., Cai X 2014: Prediction of regional streamflow frequency using model tree ensembles. *Journal of Hydrology*. 517. 298–309.
- Scobey F.C. 1939: Flow of water in irrigation and similar canals: U.S. Department of Agriculture, Technical Bulletin No. 652, 79 p.
- Seielstad C.A., Queen L.P. 2003: Using Airborne Laser Altimetry to Determine Fuel Models for estimating fire behaviour. *Journal of Forestry* 101, 10–15.
- Shields F. D., Coulton K. G., Nepf H. 2017: Representation of Vegetation in Two-Dimensional Hydrodynamic Models." *Journal of Hydraulic Engineering*, 143/ 8.
- Singh K.K., Davis A.J., Meentemeyer R.K. 2015: Detecting understory plant invasion in urban forests using LiDAR. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 38, 267–279.
- Sipos F. 2004: Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság In: Mihály B., Boty-Dukát Z., (szerk): *Biológiai Inváziók Magyarországon Özönnövények, TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest* pp. 371–387
- Skowronski N., Clark K., Nelson R., Hom J., Patterson M. 2007: Remotely sensed measurements of forest structure and fuel loads in the pinelands of New Jersey. *Remote Sens. Environ.* 108, 123–129.
- Somogyi S. 2000: A XIX. századi folyószabályozások és ármentesítések földrajzi és ökológiai hatásai. *MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest*, p. 302.
- Somogyi S. 2003: A Tisza és az ember. In Teplán I. (szerk.) *Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai Tanulmányok a Magyar Tudományos Akadémián I. A Tisza és vízrendszere. Budapest*, 91–105.
- Soó R. 1966: A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve II. *Akadémia Kiadó, Budapest*
- Stella J.C., Rodríguez-González P.M., Dufour S., Bendix J. 2013: Riparian vegetation research in Mediterranean-climate regions: Common patterns, ecological processes, and considerations for management. *Hydrobiologia* 719, 291–315.

- Straatsma M.W., Fliervoet J.M., Kabout J.A.H., Baart F., Kleinhans M.G., 2019: Towards multi-objective optimization of large-scale fluvial landscaping measures. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 19, 1167–1187.
- Sukopp H. 1978: An Approach of Ecosystem Degradation. *The Breakdown and Restoration of Ecosystems. Part II: The degradation of land and freshwater ecosystems in temperate lands.* Plenzm Publ. Corp. pp. 123-127.
- Swanson F.J., Gregory S.V., Sedell J.R., 1982: Land-water interactions: the riparian zone, in: *Analysis of Coniferous Forest Ecosystems in the Western United States*, US International Biological Program Synthesis Serial 14. Edmonds, RL, New York, 267–291.
- Szász G. 1992: A Tisza szabályozásával kapcsolatos klimatológiai nézetek. In: *Mérlegen a Tisza szabályozása.* MHT és OVH. Budapest. 19-24.
- Szél S. 2014: 02. NMT. 01 számú Nagyvízi Mederkezelési Terv Duna. *Ipoly Torkolat a Duna bal parton, Dömös külterületi határa s Duna jobb parton (1708+200 fkm – Budapest északi közigazgatási határa (1660+600 fkm) közötti szakasza.* Vituki Hungary Kft. Budapest.
- Szentesi Á. 1999: Predispersal seed predation fo the introduced false indigo, *Amorpha fruticosa* L. in Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 45. 125-141.
- Szigetvári Cs. 2002: Initial steps in the regeneration of a floodplain meadow after a decade of dominance of an invasive transformer shrub, *Amorpha fruticosa* L. *Tiscia* 33. 66-77.
- Szigetvári Cs., Tóth T. 2004: *Gyalogakác* In: Mihály B., Botty-Dukát Z., (szerk): *Biológiai Inváziók Magyarországon Özönnövények, TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest* pp. 187-207
- Szlávik L. 2000: Az Alföld árvízi veszélyeztetettsége. In: Pálfi I.(szerk.): *A víz szerepe és jelentősége az Alföldön.* A Nagyalföld Alapítvány Kötetei 6, 64-84.
- Tabacchi E., Lambs L., Guillo H., Planty-Tabacchi A.M., Muller E., Décamps H. 2000: Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrol. Process.* 14, 16–17.
- Terpó A. 1983: Az emberi befolyás alatt álló flóra helyzete és osztályozása Magyarországon. *Kertgazdaság* 15/4, 1-9.
- Tillack A., Clasen A., Kleinschmit B., Förster M. 2014: Estimation of the seasonal leaf area index in an alluvial forest using high-resolution satellite-based vegetation indices. *Remote Sens. Environ.* 141, 52–63.
- Tomsett C., Leyland J. 2019: Remote sensing of river corridors: A review of current trends and future directions. *River Res. Appl.* 35, 779–803.
- Török I.Gy. 2000: Az alföldi folyók hullámterének szerepe és hasznosítása. In: Pálfi I. (szerk.): *A víz szerepe és jelentősége az Alföldön.* A Nagyalföld Alapítvány Kötetei 6, 125-132.
- Tóth T., Gadó Gy. P. 2000: *Hullámtéri lefeltetés a Körös-völgyben WWF Magyarország, Budapest.*
- Tóth T., Molnár Zs., Biró M. 1996: *A Körös-völgyi Természetvédelmi Terület tájtörténeti, zoológiai és botanikai felmérése és értékelése. Kézirat, Vácrátot.*
- Udvardy L. 2004: *Zöld Juhar* In: Csiha I., (szerk): *Biológiai Inváziók Magyarországon Özönnövények, TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest* pp. 371-387
- Udvardy L. 2004: *Zöld Juhar* In: Mihály B., Botty-Dukát Z., (szerk): *Biológiai Inváziók Magyarországon Özönnövények, TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest* pp. 371-387
- V. Pasqualini, C. Pergent, Catherine Fernandez, G. Pergent. The use of airborne remote sensing for benthic cartography: Advantages and reliability. *International Journal of Remote Sensing*, Taylor & Francis, 1997, 18 (5), 1167 - 1177.
- Vágás I. 1982: *A Tisza árvizei. Vízügyi Dokumentációs és Továbbképző Intézet, Budapest*, 283 p.
- Vágás I. 1982: *A Tisza árvizei. Vízügyi Dokumentációs és Továbbképző Intézet, Budapest*, 283 p.
- Vágás I., Bezdán M. 2015: *A Tisza és árvizei.* Szeged, p. 189.
- Vass R., Takács L., Czomba P. 2019: A hullámtéri érdekesség változásának kapcsolata a feltöltődéssel a Felső-Tisza mentén. *Térinformatikai Konferencia és Szakkiállítás*
- Vetter M., Höfle B., Hollaus M., Gschöpf C., Mandlbürger G., Pfeifer N. 2011: Vertical vegetation structure analysis and hydraulic roughness determination using dense ALS point cloud data—a voxel based approach. *Int. Arch. Photogr. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* 38(5), 200–206.
- Vizi D. B., Právetz T. 2020: The possibilities of improving the conveyance capacity with restoration measures along the Hungarian Middle Tisza River section, based on a pilot area. *Danube News* 42 : 22 pp. 1-7.
- Vizi D. B., Fehér J., Lovas A., Kovács, S. 2018: Modelling of Extreme Hydrological Events on a Tisza River Basin Pilot Area, Hungary. *Journal of Environmental Geography*, 11(3-4), 57–66.
- Waldhauser C., Hochreiter R., Otepka J., Pfeifer N., Ghuffar S., Korzeniowska K., Wagner G. 2014: Automated classification of airborne laser scanning point clouds, solving computationally expensive engineering problems. In: Koziel, S., Leifsson, L., Yang X. (eds.) *Springer Proceedings in Mathematics & Statistics* 97, 269–292.
- Warmink J.J. 2007: *Vegetation Density Measurements Using Parallel Photography and Terrestrial Laser Scanning.* Master's Thesis, Utrecht University, Utrecht, The Netherlands. 118.

- Wawrzyniak V., Allemand P., Bailly S., Lejot J., Piégay H., 2017: Coupling LiDAR and thermal imagery to model the effects of riparian vegetation shade and groundwater inputs on summer river temperature. *Sci. Total Environ.* 592, 616–626
- Wilbur R. L. 1975: A revision of the North American genus *Amorpha* (Leguminosae-Psoralae) *Rhodora*, 337-409
- Wu W., He Z. 2009: Effects of vegetation on flow conveyance and sediment transport capacity. *Int. J. Sediment Res.* 24. 247–259.
- Wulder M.A., White J.C., Nelson R.F., Næsset E., Ørka H.O., Coops N.C., Hilker T., Bater C.W., Gobakken, T. 2012: Lidar sampling for large-area forest characterization: A review. *Remote Sens. Environ.* 121., 196–209.
- Zehm A., Nobis M., Schwabe A. 2003: Multiparameter analysis of vertical vegetation structure based on digital image processing. *Flora* 198, 142–160.
- Zelnik I., Klenovšek M., Gaberščik V. 2020: Complex Undisturbed Riparian Zones Are Resistant to Colonisation by Invasive Alien Plant Species. *Water* 12, 345
- Zlinszky A. 2013: Mapping and conservation of the reed wetlands on Lake Balaton. – *Balaton Limnological*
- Zsóri E. 2011: Hullámtéri beépítettség nagyvízi áramlási viszonyokra kifejlesztett hatásának numerikus modellvizsgálata. *Hidrológiai tájékoztató*, 50/1. 75-78.

9. Összefoglaló

1. Előzmények, célkitűzések

A korábbi, pont-szerű kutatások (pl. Oroszi 2009; Sándor 2011; Nagy et al. 2018b; Kiss et al. 2019a; Vass et al. 2019) arra utalnak, hogy a Tisza vízrendszerében a 19. századi, közel természetes állapotok óta a növényzet jelentősen átalakult, amelynek következtében a növényzeti érdességi viszonyok jelentősen romlottak. Így a hullámtéri növényzet egyre nagyobb mértékben járul hozzá a vízszintek növekedéséhez. Hipotézisem szerint a növényzet alapvetően befolyásolja a levonuló árvízszinteket a vízsebesség csökkentése révén. Ugyanakkor növényzet sűrűségéről és a hullámtér vízzállító kapacitásának csökkenéséről csupán pontszerű adatokkal rendelkezünk (Oroszi 2009; Sándor 2011; Nagy et al. 2018b; Kiss et al. 2019a), miközben térbeli változásairól gyakorlatilag nincs adat. Ugyanakkor véleményem szerint az árvízi kockázat csökkentéséhez és a fluvialis egyensúlyi állapot helyreállításához a hullámtéri növényzeti érdesség szabályozásán keresztül vezet az egyik megvalósítható út. Ugyanis a hullámtéri növényzet (pl. parlagok, ültetett erdők, özönfajok bokros foltjai) megfelelő kezelésével javítani lehetne a hullámterek vízzállító képességét, mérsékelni lehetne a feltöltődés mértékét és ezáltal a teljes hullámtéri keresztmetszet csökkenésének ütemét, így biztosítva a biztonságos árvízzállítást.

A hullámtéri növényzettel kapcsolatos problémák, azaz a területhasználat megváltozása, az invazív fajok robbanásszerű terjedése, és a növényzeti érdesség erőteljes növekedése a teljes hazai Tisza szakaszon jellemzőek (Vass et al. 2019; Gábris és Somhegyi 2003; Nagy et al. 2018a, Kiss et al. 2019ab). Általános célom az, hogy a korábbi pontszerű adatok helyett nagyobb területre is alkalmazható (Fehérváry et al. 2021) módszerek kidolgozásával meghatározzam a hullámtér borító ártéri növényzet sűrűségét, és az adatok alapján modellezem a hullámtéren a víz áramlását, és javaslatokat tegyek a hullámtér megfelelő kezelésére.

A PhD dolgozatomban az alábbi részletes célokat tűztem ki:

A hullámtér növényzeti típusainak meghatározása

- Milyen statisztikai paraméterek alapján azonosíthatók a LiDAR pontfelhő alapján a hullámtéren található főbb növényzeti típusok (ártéri füzes, nemes nyáras, fehér nyáras, gyalogakácos bozót, és nyílt felszín)?
- Milyen pontossággal lehet elkülöníteni a vizsgált növényzeti típusokat? Melyek az osztályozási algoritmusnak a gyengeségei és erősségei?
- Milyen arányban vannak jelen a vizsgált növényzeti típusok a hullámtéren? Térben hol találhatóak a sűrű bozótosokat alkotó gyalogakácosok?

A hullámtér növényzet sűrűségének meghatározása

- Milyen sűrű a növényzet az árvízzel érintett különböző elöntési magasságokban?
- A vizsgált növényzeti típusokra milyen növényzeti sűrűség a jellemző?
- Hogyan alakul térben a hullámtér növényzeti sűrűsége?

A hullámtér növényzeti sűrűsége, a vízsebesség és a vízállások kapcsolatának meghatározása

- Hogyan változik a vízsebesség és vízállás a különböző hullámtérkezelési scenáriókban?
- Hol vannak a hullámtereken a lefolyási sávok? Hogyan változik a vízsebesség a lefolyási sávokban különböző hullámtérkezelési scenáriók mellett?
- Hogyan befolyásolja a növényzet a különböző morfológia paraméterekkel rendelkező kanyarulatokban a hullámtéri vízsebességet és áramlási viszonyokat?

2. Vizsgálati módszerek

A növényzeti típusok lehatárolását egy döntési fa alapú osztályozó algoritmussal végeztem el, majd a lehatárolt növényzeti kategóriákban a növényzeti sűrűség meghatározását a visszaverődési arányok elemzésével készítettem el az NRD módszerrel alkalmazásával. A növényzeti sűrűség vízállásra és vízsebességre kifejtett viszonyait a különböző morfológiájú kanyarulatokban HEC-RAS 2D hidrodinamikai szoftverben modelleztem a 2006-os rekord magas vízszintet elérő árhullám alapján. A 2006-os árhullámra kalibrált modellt a 2000-es árhullámra validáltam a vízállások alapján, míg a vízsebességek validációját a 2006-os árvíz során a hullámtér különböző pontjain mért vízsebesség adatok (Sándor 2011) alapján végeztem el.

2.1. A hullámtér növényzeti típusainak meghatározása

A LiDAR (2015) pontfelhő elemzéséhez a Fusion 3.8 és az ArcMap 10.6.1 szoftvereket használtam, az osztályozó algoritmust – döntési fát – pedig Python program nyelven a scikit-learn (0.22.1) könyvtár (Pedreagosa et al. 2011) felhasználásával írtam meg. A döntési fa alapján, a teljes mintaterületen meghatároztam az egyes pixelek növényzeti típusát, majd az eredményeket terepi mérésekkel validáltam. A tanulóterületek kijelölésének első lépéseként meghatároztam az azonosítandó növényzeti típusokat: nyílt felszín, gyalogakácos bozót, fiatal nemes nyáras, idős nemes nyáras, artéri füzes és fehér nyáras. A kategóriák előzetes meghatározását korábbi terepi bejárásaink és Magyarország Erdészeti Webtérképe alapján végeztem. Terepi bejárások és a rendelkezésre álló ortofotó alapján homogén növényzetű, 15x15 m pixelméretű tanulóterületeket jelöltem ki, osztályonként 40-50 darabot. A következő lépésben a növényzetet reprezentáló pontfelhő leíró statisztikai paramétereit számítottam ki 15x15 m felbontásban (cellákban), a Fusion program GridMetrics eszközének segítségével. A következő lépésben a döntési fa algoritmust parametrizáltam. Az általam használt döntési fa a Gini-index alapján határozta meg az osztályokat elválasztó értékeket. A döntési fa paramétereinek beállítását automatizáltan végeztem el a GridsearchCV modul segítségével, figyelembe véve a (1) döntési fa maximális mélységét; (2) a döntési fa leveleinek minimális elemszámát; és a (3) döntési fa leveleinek további felosztását meghatározó minimális elemszámot. Az alábbi paramétereket használtam az osztályozás végrehajtásához: lombkorona relief-arány, magassági értékeinek szórása, a magasság 95%-hoz tartozó magassági érték, magassági pontjainak eloszlásgörbéjének ferdesége, a magasság 99%-hoz tartozó magassági érték. Az algoritmus pontosságának ellenőrzésére kereszt-validációs technikát alkalmaztam, melyet elterjedt a gépi tanulós problémák megoldásában (Bengio és Grandvalet 2004). A tanulóterületre kialakított döntési fa pontossága a tízszeres kereszt-validálás alapján 92%. Az osztályozás eredményességét terepi mérésekkel ellenőriztem 2019 telén, amikor DJI Phantom III Pro

drónnal légifotókat készítettem 72 ponton. A terepi validáció szerint az osztályozás pontossága 83%.

2.2. A hullámtér növényzet sűrűségének meghatározása

A növényzeti sűrűség kiszámításához különböző magassági (előntési) zónákban (pl. 1-2 m, 2-3 m) méterenként, 15x15 m felbontásban kiszámítottam a LiDAR visszaverődések arányát. A számításokhoz Fusion program DensityMetrics funkcióját használtam, a bemenő adatokat a domborzatmodell és a pontfelhő jelentette. A különböző magassági zónák visszaverődési arányai jelentették a sűrűség számítás alapját. A sűrűség kiszámításhoz az NRD módszert alkalmaztam (Seielstad és Queen, 2003): a vizsgált növényzeti zónából visszaverődő pontok számát elosztottam az adott növényzeti zónából érkező és az alatta lévő visszaverődések összességével. A számításokat méterenként végeztem el, de vizsgálataim során csak a felszín feletti 1-5 méteres zónát elemeztem részletesen, mivel egy árvízi előntés esetén a mintaterületeken ebben a magassági zónában kritikus a növényzeti sűrűség vízsebességre kifejtett hatása.

A növényzet sűrűségét a korábban azonosított növényzeti típusokként tovább elemeztem. Minden felszínfedettségi osztályban méterenként kiszámítottam az NRD sűrűség érték mediánját (Dv_{50}), mivel ez a paraméter az átlagnál kevésbé érzékeny a vegyes pixelekből és az osztályozási hibákból adódó kiugró értékekre; továbbá kiszámítottam felszínfedettségi kategóriánként a felső (Dv_{10}) és alsó tizedbe eső értékek (Dv_{90}) mediánját is, hogy bemutassam a kategóriákon belüli szélsőértékeket.

A növényzeti sűrűségi kategóriák meghatározásához elkészítettem a sűrűség adatok eloszlásvizsgálatát. A hisztogram egycsúcsú, és erősen eltolódott (a 0,1-nél alacsonyabb értékek irányába). Az ilyen erősen "ferde" (skewed) és egy csúccsal rendelkező eloszlásokat a szakirodalom alapján (Francisci 2021; Li és Shan 2022) a geometria eloszlást követő osztályhatárokkal lehet a leghatékonyabban kategóriákba sorolni. Az eloszlásgörbék és a mindszeint illetve algyői területen szerzett terepi tapasztaltok alapján végül öt növényzeti sűrűség kategóriát hoztam létre: nincs aljnövényzet, gyér, közepes, sűrű, nagyon sűrű.

2.3. A hullámtér növényzeti sűrűsége, a vízsebesség és a vízállások kapcsolatának meghatározása

A növényzeti sűrűségviszonyok hidrodinamikai modellezéshez HEC-RAS 2D modellt használtam, melyet a 2006-os árhullámra kalibráltam és a 2000-es árhullámmal validáltam a vízszintekre vonatkozóan, a vízsebességeket pedig Sándor (2011) mérései alapján validáltam a 2006-os árhullámra. A modellezés során a növényzetsűrűség vízszintekre és vízsebességre kifejtett hatásának vizsgálata volt a cél. A modell felépítse a geometria adatok beépítésével (domborzat, érdesség), a hidrológia hatérfeltételek megadásával (vízállás és vízhozam), a kalibrációs futtatások elvégzésével és a validációjából áll össze. A modell geometria alapjául szolgáló domborzatmodell tartalmazta a hullámtér és a meder magassági adatait. A geometria adatok és a Manning-féle érdességi együtthatók helyes megadása rendkívül fontos a vizsgálat pontossága szempontjából, hiszen ezáltal jellemezhető a hullámtér illetve a meder vízszállító képessége. Az érdességek értékei rendkívül változatosak lehetnek, és nagymértékben függenek különböző környezeti tényezőktől, például a mederanyagtól, a mederfelszíntől, a meder növényzettől, a meder vonalvezetésétől illetve a

leülepedett és lebegő hordalék mennyiségétől és minőségétől. A hullámtér növényzete is jelentős befolyásoló tényező, továbbá a műtárgyak (hidak, töltések) is hatással vannak az érdességre (Chow 1959).

A modellezés során az alapváltozaton kívül három modellváltozatot hoztam létre a növényzet sűrűség hatásának kimutatása érdekében. Az alap scenárió (Sz_jelenlegi) a hullámtéri növényzet jelenlegi állapotának felel meg, így tartalmazza a LiDAR adatok alapján térbelileg kijelölt és a szakirodalmi adatok alapján meghatározott érdesség értékeket. Az (Sz_karbantartott) scenárióban azt modelleztem, hogy mi történne akkor, ha a hullámtéren a jelenlegi sűrű és nagyon sűrű aljnövényzettel rendelkező, főként invazív fajokkal benőtt növényzeti foltok karbantartott aljnövényzetűek lennének. A legkevésbé kívánatos változásokat bemutató scenárióban (Sz_invazív) a mai állapotokhoz képest a helyzet tovább romlana az invazív fajoktovábbi terjeszkedése, a szántók feladása és a gondozatlan erdők miatt. Így a nagyon sűrű aljnövényzetű foltok váltanák fel a sűrű, közepes és a gyér aljnövényzetű foltokat. A legkisebb érdességű (Sz_rét) modellváltozat esetében, a teljes hullámteret alacsony fűvű gyepp borítja. Ez a scenárió egy valóságtól jelentősen eltérő állapotot jelent, amely közelít a szabályozások előtti állapotokhoz: hiszen az I. katonai térkép szerint mindkét mintaterületen mocsarak vagy vizenyős rétek voltak.

A modellezés a 2006-os árvíz április 5-től május 5-ig tartó időszakát fedte le, mivel utoljára ekkor került teljes elöntés alá a hullámtér. Ráadásul a legmagasabb vízszint csaknem a gátak tetejéig ért (vízborítottság átlagosan 5-6 m), így ez az időszak volt a legideálisabb a hullámtéri növényzet lefolyásra kifejtett hatásának vizsgálatára. A felső peremfeltételt vízhozamként, míg az alsó peremfeltételt vízállásként adtam meg. Mivel a modell output adatai közül a kutatás céljainak megfelelően a mintaterületen kialakult sebességviszonyok voltak a legfontosabbak, így a teljes megoldó képletet tartalmazó SW Momentum algoritmust használtam, amely képes a bonyolultabb áramlási viszonyok modellezésére megnövekedett számítási kapacitás mellett.

A kalibráció során a 2D áramlásmodellek a 2006. évi árvízre kerületek bearányosításra a vízrajzi adatok, valamint az aljnövényzet térbeli eloszlása alapján. A modellek kalibrációja a 2006. évi árvíz tetőzésekor érvényes, a töltéseken végzett vízszintrögzítés adatai alapján készült. A hossz-szelvényekről megállapítható, hogy a kialakult vízszinteket megfelelően leképezi a modell, a legnagyobb eltérések a modellezett terület felvízi szakaszán tapasztalhatók (Mindszent -9 cm, Algyő -7 cm). Ezért részletesen csak a modellezett területek központi részét (Mindszent: 214-211 fkm; Algyő: 184- 181 fkm) elemeztem, ahol a pontosság ± 5 cm-en belüli volt.

3.1 A hullámtéri felszínfedettség meghatározásának eredményei

Eredményeim alapján az *algyői mintaterületen* a legnagyobb arányban (38,2%) az *ártéri füzesek* vannak jelen. Ezek a füzesek elsősorban a kubikgörök közötti gerinceken és a mélyfekvésű területeken fordulnak elő. Szinte fele ekkora arányban (18,5 %) fordulnak elő a homogén állományokat alkotó *idős ültetett nemes nyárasok*. A *fehér nyárasok* szétszórt, szabálytalan területegységekbe rendeződnek, 15%-nyi területarányt elfoglalva, míg a *fiatal nemes nyárasok* osztálya összesen a terület 9,7 %-át foglalja el. A fiatal nemes nyárasok osztálya tartalmazza a fiatal, fejletlen egyéb fafajokkal és bokrokkal borított gyér növényzetű foltokat is. Összességében tehát a terület 81,4% erdővel borított. A lefolyás szempontjából rendkívül kedvezőtlen növényzeti kategória a *gyalogakáccal* fertőzött bozótosok, amelyek az algyői terület 9,8 %-án (19,4 ha) fordulnak elő, főként egykori

parlaggá vált parcellákon, vagy a tarvágások helyén homogén áthatolhatóan állományokat alkotva.

A *mindszenti mintaterületen* is elvégeztem a felszínfedettség vizsgálatokat, ugyanazon módszertant alkalmazva, mint az algyői mintaterületen. Itt csupán 73,9% az erdőborítás aránya, azaz jóval kevesebb, mint Algyőnél (81,4%), ráadásul az erdők típusa is eltér. A mindszenti mintaterületen a legnagyobb területarányal (32%) az *idős nemes nyárasok* rendelkeznek, majd az algyői mintaterülethez hasonlóan a *fehér nyárasok* 17,7%-nyi területarányt foglalnak el. Az *ártéri füzesek* jelentősen kisebb arányban (13,3 %) jelennek meg a mindszenti hullámtéren, mint az algyői területen (38,2 %), ugyanis az algyőihez hasonló élőhelyeiken nemes nyárasokat telepítettek illetve szántókat művelnek. A szántók nagyobb területéből következően a *nyílt felszínek* szinte megegyező arányt foglalnak el (13,2 %), mint az ártéri füzesek, azonban összehasonlítva az az algyői területarányal (8,9%) nagymértékben meghaladják azt. A *fiatal nemes nyáras* ültetvények területaránya is kis mértékben tér el, a mindszenti területen arányuk (10,9 %) míg az algyőin (9,7 %). A gyalogakácosok területaránya (12,9%) megegyezik a füzesek és a nyílt felszínek arányával, viszont 3,1%-kal meghaladják az algyői részarányt (9,8%). A mindszenti mintaterületen a *gyalogakácosok* legnagyobb részt a mintaterület déli részén lévő Ányási-kanyarulat hullámtérét, a felhagyott erdő és szántó területeket borították be. Az, hogy Mindszentnél magasabb a szántók és gyalogakácosok aránya, miközben a természetesebb állapotokat képviselő füzeseké kisebb, a település közelségével és a hullámtér tradicionálisan intenzívebb egyéni használatával (több magántulajdonú, kis parcella) van kapcsolatban.

Az LiDAR alapú elemzésem alapján a hullámtéren az erdők aránya (Algyő: 81,4 %, Mindszent 73,9 %) egyezik a korábban, GoogleEarth 2017 felvétel alapján mért értékkel az Alsó-Tiszán (Kiss et al. 2019b, Nagy 2021). Oroszi (2009) hasonló értékekről (72%) számolt be a Maros hullámtérén 2000-ben készült légifotók alapján, tehát a különböző módszerekkel feltérképezett növényzet közel hasonló területi eredményt adott, ugyanakkor a LiDAR pontfelhő lehetővé tette, hogy ne csak az erdőfoltokat, de azok főbb típusait (pl. füzes, nemes nyáras) is meghatározzam.

3.2 A hullámtéri növényzeti sűrűség meghatározásnak eredményei

A hullámtéri növényzet sűrűsége jelentősen befolyásolja az árvizek levonulásának sebességét és magasságát (Manners et al. 2013, Jalonen et al. 2015, Campbell et al (2018). Az aljnövényzet sűrűsége eltérő a különböző növényzeti típusokban, mivel eltérő fényviszonyok uralkodnak bennük, és így különböző kezelési módok és beavatkozások szükségesek a hullámterek menedzsmentjéhez, melyet főként az invazív fajok elterjedése indokol (Michez et al. 2016, Rubol et al. 2018, Straatsma et al. 2019).

A sűrűségvizsgálatok eredményei alapján a *fehér nyáras* növényzetű foltokban a legideálisabbak a sűrűségi viszonyok (D_{v50} : 0,021–0,017), mivel ezen természet közeli erdők 1-5 méteres zónájában a voxelek 32 %-a tartozik a sűrű osztályba, míg csupán 4%-uk a nagyon sűrű kategóriába. Ez azzal magyarázható, hogy a magas fehér nyarak (30-35 m), illetve az alattuk növekvő egyéb fafajok sűrű lombkoronája az aljnövényzet számára nem biztosít ideális fényviszonyokat a magvak kikeléséhez, majd az alacsonyabb fák és bokrok növekedéséhez (Gencsi és Vancsura 1997). Ebből kifolyólag a fehér nyáras állományokban gyér aljnövényzet jellemző természetes állapotban. Ráadásul a 25 méternél magasabb fehér nyárfák már 40-50 évesek (max. 150-200 évesek lehetnek; Gencsi és Vancsura 1997), azaz ezekben az idősebb állományokban az aljnövényzet növekedéséhez hosszú idő óta nem áll

rendelkezésre elegendő fény, illetve régen érte a területet olyan zavaró hatás, ami az invazív fajok megtelepedését segítette volna.

A hullámtér másik természet-közelitípusa az *ártéri füzes*. A vizsgálataim eredményei alapján ezekben az erdőfoltokban a legkedvezőtlenebbek a sűrűségi viszonyok (Dv_{50} : 0,29–0,25) a vizsgált fás társulások közül, mivel az 1-5 méteres zónában az ártéri füzesek 45 %-a tartozik a sűrű, és 9%-uk a nagyon sűrű növényzeti kategóriába. A füzek kevésbé magas és kevésbé zárt lombkoronája jobb fényviszonyokat biztosít az aljnövényzet számára, mint például a fehér nyarasok. Ráadásul a füzek rövidebb élettartama (átl. 40 év, max 120 év), illetve önrítkulási folyamatai is lehetőséget biztosítanak az invazív fajok térnyerésének és így a sűrűbb aljnövényzet kialakulásának.

A *nemes nyarasok* telepített ültetvényei homogén állományokat alkotnak. Az idős nemesnyár ültetvények sűrűség viszonyai 1-5 méteres zónában (Dv_{50} : 0,024–0,012) ideálisabbak, mint a természet közeli erdőkben, és az idős nemes nyarasoknak csupán 27 %-a tartozik a sűrű, és 4%-a nagyon sűrű növényzeti kategóriába. A *fiatal nemes nyarasok* sűrűségviszonyai (Dv_{50} : 0,004–0,007) a lefolyás szemponjából a legideálisabbak, mivel az a 1-5 méteres zónában, a fiatal nemes nyarasok 7 %-a tartozik a sűrű, és 4% a nagyon sűrű növényzeti kategóriába. Mivel a nyarasokat mesterségesen ültetik és gondozzák őket, ezért aljnövényzetük – különösen a fiatal telepítések esetében – időközönként karban van tartva. A fiatal nemes nyarasok aljnövényzete a többi növényzeti folthoz képest nagyon gyér, mivel az erdészek csak úgy tudják biztosítani a megfelelően gyors kezdeti növekedésüket, ha a körülöttük lévő egyéb, a fényért és tápanyagért folyó kompetícióban részt vevő fajokat kivágják.

A *gyalogakácosok* csaknem homogén állományokat alkotnak a parlagon hagyott területeken vagy a tarvágások helyén. Ezen parcellákon a növényzet sűrűségviszonyai rendkívül kedvezőtlenek (Dv_{50} : 0,051–0,017). Általában a sűrű állományokban a gyalogakác 4-5 méteresre nő meg, így a 1-5 méteres zónában a gyalogakácosok 45 %-a tartozik a sűrű és 11%-a nagyon sűrű növényzeti kategóriába. Azaz a lefolyás számára a legnagyobb akadályt jelentő felszínfedettségi kategóriát a gyalogakácosok jelentik. A legsűrűbb állományok a mindszeinti mintaterület 1. kanyarulatának felső harmadában, valamint az anyási kanyarulat jobb oldali hullámtérén találhatóak az 1-2 méteres zónában.

Az növényzeti kategóriák sűrűség számításai alapján megerősítést nyertek Sándor (2006), Delai et al. (2008), és Nagy (2020) korábbi feltételezései, amelyek szerint az erdőtelepítések és az özönfajok terjedése (különös képpen a gyalogakácé) növeli az aljnövényzet sűrűségét, illetve, hogy a tiszai hullámtereken a növényzeti sűrűséget leginkább meghatározó elem a bokorszintet érő fény mennyisége és az emberi beavatkozás (gyérítés) mértéke. Az NRD módszer lehetővé tette a 1-5 méteres magassági zónában különböző növényzeti kategóriák sűrűségének részletes megértését. Ugyanakkor, Kükenbrink (2017) szerint a módszer egyik korlátja, hogy alacsony pontsűrűségű pontfelhő esetében (1,3 visszaverődés/m²) a növényzet sűrűségét 64%-kal alulbecsülheti. A kutatásra használt pontfelhő átlagos pontsűrűsége 9 pont/m², és a felmérés lombkorona mentes időszakban történt, így az alulbecslés mértéke jelentősen csökken, ugyanis a sűrű lombkoronával rendelkező területek nehezítik a lombkorona alatti növényzet pontos jellemzését (Chasmer et al., 2006, Goodwin et al., 2007). Ez a mintaterületeken nem állhat fenn, mivel hasonló eredményeket kaptam, mint Sándor (2006) kvadrátos felmérései, illetve Delai et al. (2008) és Nagy (2020) fényképezést alkalmazó módszerével történt mérések valamint a felhasznált felmérés kora tavasszal készült amikor a lombkorona nem volt akadályozó tényező.

3.3 A hidrodinamikai modellezés eredményei

3.3.1. Vízsebességek alakulása a különböző scénáriókban

A *hullámtéren* mindegyik modellváltozatban az áradó ágban az *árhullám sebességének* növekedése meghaladja az apadó ágban a sebességcsökkenés mértékét, azaz az áradás során a vízsebességek gyorsabban nőnek napról-napra, mint ahogy apadáskor csökkennek. Tehát, áradó ágban a növényzet nagyobb ellenállást fejt ki az árhullám levonulására, mint apadáskor. Amennyiben a mintaterületen a sűrű és nagyon sűrű osztályokba sorolt erdők aljnövényzetét gondoznák (Sz_karbantartott), a tetőzés időpontjában 0,28 m/s-ra, azaz 16%-kal emelkedne a hullámtéri átlagsebesség a mostanihoz képest, tehát felgyorsulna az árhullámok levonulása. Az apadás az árhullám jellegéből adódóan lassú folyamat, azonban a modellezett időszak végére (2006.05.05) az átlagsebesség 17%-kal magasabb volt (0,25 m/s), mint Sz_jelenlegi scénárióban. A legkedvezőtlenebb állapotot a lefolyás szempontjából az jelentené, ha az erdőkben sűrű lenne az aljnövényzet, és a parlagokat is ellepnék az invazív fajok (Sz_invazív). Ebben az esetben tetőzéskor Sz_invazív és Sz_jelenlegi scénárió között 30%-os sebességcsökkenés jelentkezik. Ez a sebességcsökkenés az apadó ágban is fennmarad, ahol 0,15 m/s-ra csökken a hullámtéri átlagsebesség, 31%-kal alul múlva jelenlegi állapot értékét. Amennyiben a vizsgált hullámteret teljes mértékben rét/nyílt felszín borítaná (Sz_rét), a tetőzéskor a hullámtér átlagsebességének 68%-kal haladná meg (0,41 m/s) az alap állapot (Sz_jelenlegi) átlagsebességét.

Az eredmények alapján a szélsőségesen alacsony és szélsőségesen magas vízsebességek kialakuláshoz a növényzeti és morfológiai paraméterek együttállása szükséges. A mindsenti **1. kanyarulat** hullámterén miután a **víz kilépett** a mederből, lerövidítette az utat és a töltéssel párhuzamosan folytatta útját. A scénáriók esetében a hullámterén a legnagyobb sebességek kialakulása ezen kiáramlási zónákhoz köthetőek. (Sz_jelenlegi 0,5-0,6 m/s, Sz_karbantartott 0,6-0,7 m/s, Sz_invazív 0,3 m/s, Sz_rét 0,6-0,7 m/s). A mederben a legnagyobb vízsebesség értéke az 1. kanyarulat alsó harmadában jönnek létre (214-212 fkm) ahol a meder szűkülete és geometriája, a tág hullámtér és a sűrű növényzet miatt lecsökkent hullámtéri vízsebességek együttesen okozzák a mederbeli sebességek gyorsulását. Az Sz_jelenlegi scénárió esetében a vízsebesség maximuma a mederben tetőzéskor 1,2 m/s, míg jelenleginél ritkább növényzet esetén (Sz_karbantartott) 1,1 m/s (-10%). A jelenleginél sűrűbb hullámtéri növényzet esetén (Sz_invazív) a maximális vízsebesség a mederben 1,4 m/s-ra nőhetne, azaz 13%-kal emelkedene.

A legalacsonyabb sebességek a mederben és a hullámtéren is a mindsenti **2. kanyarulat** 211,8 fkm-nél alakulnak ki. A vízsebességeket alapvetően befolyásolja, hogy a jobb oldali hullámtéren a kanyarulat a sűrű növényzet valamint egy régi gát maradványa miatt áramlási holtteret jött létre, míg bal oldali hullámterén a töltéssel párhuzamos irányban alakult ki a vízszállítás útvonala. A kiszélesedő, szűk ívű kanyar felső harmadában lelassul a vízmozgás és a nagyon sűrű növényzet szinte teljesen lelassítja, lefékezi a hullámtéri vízáramlást még a tetőzés időpontjában is. Az Sz_jelenlegi modellváltozat esetében tetőzéskor 0,06 m/s a jobb oldali hullámtér átlagsebessége, ami szinte állóvizet jelent és ezen értéktől a többi modelváltozatban sincs nagyságrendi eltérés így megállapítható hogy ezen a térszínen a domborzati (rég gát maradványa) és morfológiai viszonyok miatt a növényzet hatása a vízsebességekre nem meghatározó.

A mindsenti területtel összehasonlítva az átlagsebességek értéke az *algyői mintaterület tág kanyarulatában* kismértékben tér el csupán (5-10%). Az algyői kis

fejlettségű kanyar mentén a hullámtéri sebességek eloszlása egyenletesebb, és az alvízi elhelyezkedés (visszaduzzasztás) miatt az apadás hatása időben később érzékelhető.

Az összehasonítás azt mutatja, hogy mintaterületeken a hullámtéren a vízsebesség alakulását legerőteljesebben, legnagyobb területen befolyásoló tényező a növényzet, amely nem csupán a hullámtér, de a meder áramlási viszonyaira is hat, közvetett módon. A hullámtéri vízsebességeket befolyásolja a domborzat (pl. sarlólaposok, kubikgödrök, mesterséges gátak) is, hiszen ez határozza meg a mederből a hullámtérre lépés helyét, illetve a vízáramlás útvonalát. A hullámtér szélessége is fontos, hiszen ez biztosítja azt a térszint, ahol a többi hatótényező differenciáltan hathat, míg nagyon szűk hullámtér esetén az egyes hatótényezők olyan erőteljesen kombinálódnak (pl. mindszeinti hullámtér jobb oldala), hogy hatásaik nem szétválaszthatók. Ezen eredmények jó egyezést mutatnak Cowan (1956), Limerinos (1970) Aldridge és Garrett (1973) kutatási eredményeivel, akik ezen tényezők dinamikus rendszerben való értelmezését mutatják be, azaz a tényezőket (domborzat, növényzet, mederanyag, mederformák) komplexen kell értékelnünk.

3.3.2. Vízállások alakulása a különböző scenáriókban

Árvízvédelmi szempontból a legfontosabb paraméter a mintaterületeken a növényzeti sűrűségváltozások hatására bekövetkező **vízállásváltozás**. A vízállásváltozásokat a mintaterületeken egy, a mintaterület közepén elhelyezkedő keresztshelvény alapján mutatom be. A mindszeinti mintaterület esetében az aljnövényzet karbantartása esetén 10 cm lenne a beavatkozás vízszintcsökkentő hatása, ezzel szemben amennyiben az invazív növények térfoglalása folytatódik a hullámtéren a vízállás további 7 cm-rel növekedne a 2006-os árshullámot alapul véve. Az eredményekből látható, hogy az özönfajok további terjedése már kisebb hatással lenne a vízállásokra (7 cm), mint az aljnövényzet karbantartása (10 cm), ami utal arra, hogy már jelenleg is sűrű aljnövényzetű térszínek uralják a mintaterületet. Az Sz_{rét} modellváltozatban, amennyiben legelő, rét borítaná a vizsgált hullámteret 17 cm-rel lennének alacsonyabbak a tetőzési vízszintek, így az árvízi levonulás szempontjából legideálisabb a kis növényzeti sűrűségű legelő vagy rét lenne a mindszeinti hullámtéren.

A vizsgálatok alapján az algyői mintaterületen nagyon hasonló folyamatok zajlanak le, mint a mindszeinti mintaterületen ugyanakkor a növényzeti és morfológiai különbségek miatt a vízszintekben is eltérések tapasztalhatóak. Algyőnél az Sz_{karbantartott} scenárióban a tetőzéskor csupán 6 cm-rel alacsonyabb vízszintek alakultak ki (Mindszeint: 10 cm) a kiinduló állapothoz képest, míg az Sz_{invazív} modelváltozat esetében 6 cm-rel nőne a vízszint (Mindszeint: 7 cm). Az Sz_{rét} modellváltozatban a tetőzéskor 12 cm-rel alacsonyabb vízállások alakultak ki, mint a Sz_{jelenlegi} scenárióban, de ez 5 cm-rel elmarad a mindszeinti mintaterületen mérthez képest (17 cm). Tehát, a hullámtér elhanyagolása esetén mindkét területen várható, hogy további 6-7 cm-rel nő a rekord vízállás a növényzet sűrűbbé válása miatt, ami gondot okozhat, hiszen az Alsó-Tiszán már a 2006-os árvíz során is több helyen a gátak tetőszintjéig ért a víz (Sándor és Kiss 2008). Ugyanakkor a növényzet gondozásával, illetve az erdők rétekekkel és legelőkkel való felváltásával az árvíz szintje 6-10cm-rel illetve 12-17 cm-rel csökkenthető lenne. A Közép- és az Alsó-Tiszán, illetve a Maroson végzett korábbi modellezéseim (1D) eredményei azt mutatják, hogy a különböző növényzeti sűrűség és érdeesség vízállásokra kifejtett hatása függ a beavatkozási terület nagyságától (Nagy et al. 2018b, Kiss et al, 2019b), és a vízszintekre kifejtett hatás a beavatkozási területen belül is változik. Ha a növényzet karbantartása egy nagyobb szakaszon történik és nem kisebb foltokban, akkor a legnagyobb vízszintcsökkentő hatás a felvízi szakaszon alakul ki, míg az alvízi szakaszon visszaduzzasztó hatás (vízszint-emelkedés) figyelhető meg, mivel a folyásirányban lejjebb lévő, nem gondozott területek

nagy növényzeti sűrűségű területe a lefolyást akadályozza. Ezen korábbi eredményeim alátámasztják, hogy a hullámtéri növényzet és a folyó alkotta komplex rendszer menedzselése nem valósítható meg kis területek kezelésével, előre megtervezett, nagy területre (≥ 10 km-es szakasz) általánosan kiható beavatkozásokra lenne szükség. Ezen tervek megtervezéséhez és komplex elemzéséhez a bemutatott LiDAR alapú technológia ötvözve a 2D hidrológiai modellezéssel alkalmas (Vetter et al. 2011, Manners et al. 2013).

10. Summary

1. Introduction, aims

The forme, point-based researches (e.g. Oroszi 2009; Sándor 2011; Nagy et al. 2018b; Kiss et al. 2019a; Vass et al. 2019) suggest that the riparian vegetation in the Tisza's hydrological system has been significantly modified since the near-natural conditions of the 19th century, resulting in significant degradation in vegetation roughness. As a result, the riparian vegetation is increasingly contributes to rising peak water levels. Therefore, I hypothesize that the riparian vegetation fundamentally influences flood levels by reducing overbank flow velocity and declining the flood conveyance of the floodplains. However, only point-based observations on vegetation density exist and on the reduction of the water convey capacity of the floodplain (Oroszi 2009; Sándor 2011; Nagy et al. 2018b; Kiss et al. 2019a), but practically no data exists on its spatial (vertical and horizontal) changes. However, in my opinion, one possible way to reduce flood risk and restore fluvial equilibrium is to manage riparian vegetation roughness. By appropriately management of the crucial riparian vegetation types (e.g., fallows, planted forests, invasive thickets), the flood conveyance capacity of floodplains could be improved, and the overbank sedimentation could be controlled. Thus the decline of the total floodplain cross-sectional area could be reduced, thus the flood conveyance could be ensured.

Problems related to riparian vegetation, i.e., land-use change, the explosive spread of invasive species, and a substantial increase in vegetation roughness, are typical for the entire length of the Tisza in Hungary (Vass et al. 2019; Gábris and Somhegyi 2003; Nagy et al. 2018a, Kiss et al. 2019ab). My general aim are (1) to determine the density of riparian vegetation by combining methods that could be applied to a larger area instead of the previously applied point-based data; (2) to use the data to model the overbank flow conditions in the floodplain; and (3) to make recommendations for appropriate floodplain management.

In my Ph.D. thesis, I set the following detailed aims:

Determination of the riparian vegetation types

- What statistical parameters can be used to identify the main vegetation types (i.e. riparian willow forest, mature poplar plantation, young poplar plantation, native poplar stands, Amorpha thicket, and open surface) in the floodplain based on the LiDAR point cloud?*
- What is the precision with which the vegetation types can be distinguished? What are the weaknesses and strengths of the classification algorithm?*
- What is the spatial distribution of the identified vegetation types? Where are the Amorpha thickets and where do they form dense stands?*

Determination of the density of riparian vegetation patches

- How dense is the vegetation at different flood heights?
- What is the typical vegetation density of the identified vegetation types?
- How does the vegetation density of the floodplain vary spatially?

Determination of the relationship between the vegetation density, flow velocity, and water levels in the floodplain

- How do flow velocity and levels vary under different floodplain management scenarios?
- Where are the flood conveyance corridors in the floodplain? How does the flow velocity vary in the flood conveyance zones under different floodplain management scenarios?
- How does the vegetation influence overbank flow velocity and flow conditions along meanders with different morphometric parameters?

2. Research methods

The vegetation types were classified using a decision tree-based classification algorithm. The vegetation density of the vegetation categories was determined by analyzing the reflectance ratios using the NRD method. The effect of vegetation density on flow conditions (water level and flow velocity) was modelled along meanders of different morphology using HEC-RAS 2D hydrodynamic software. The model was calibrated for the 2006 flood was validated for the 2000 flood based on water levels. Water velocities were validated based on overbank flow velocity measurements at different points of the floodplain during the 2006 flood (Sándor 2011).

2.1. Identification of the vegetation types in the floodplain

To perform the analyses on the point-cloud of a LiDAR survey (2015), I used Fusion 3.8 and ArcMap 10.6.1 software, and the classification algorithm – decision tree – was written in Python using the scikit-learn (0.22.1) library (Pedreagosa et al. 2011). Based on the decision tree, I determined the vegetation type of each pixel in the whole study area and validated the results with field measurements. As a first step in the study area delineation, I defined the vegetation types to be identified: open surface, *Amorpha* thicket, young poplar plantations, mature poplar plantations, riparian willow forest, and riparian poplar forest. The preliminary definition of the categories was based on previous field visits and the Forestry Web Map of Hungary. Based on field visits and available orthophotos, I assigned homogeneous vegetation study plots of 15x15 m pixel size, 40-50 plots per class. In the next step, I calculated the descriptive statistical parameters of the point cloud representing the vegetation at 15x15 m resolution (cells) using the GridMetrics tool of the Fusion program. In the next step, I parameterized the decision tree algorithm. The decision tree I used determined the values separating the classes based on the Gini index. The parameters of the decision tree were set automatically using the GridsearchCV module, taking into account (1) the maximum depth of the decision tree; (2) the minimum number of elements in the decision tree leaves; and (3) the minimum number of elements that determine the further subdivision of the decision tree leaves. I used the following parameters to perform the classification: canopy relief ratio, the standard deviation of height values, height value corresponding to

95% height, slope of the distribution curve of height points, and height value corresponding to the 99% height. To verify the algorithm's accuracy, I used a cross-validation technique widely used in solving machine-learning problems (Bengio and Grandvalet 2004). The accuracy of the decision tree developed for the learning domain based on the ten-fold cross-validation is 92%. I verified the classification accuracy by field measurements in the winter of 2019 when I took aerial photographs of 72 points with a DJI Phantom III Pro drone. Based on the field validation, the classification accuracy was 83%.

2.2. Determination of the riparian vegetation density

To determine the vegetation density, the LiDAR reflectance ratio was calculated at 15x15 m resolution per meter in different height zones (e.g., 1-2 m, 2-3 m), which represent the gradual flooding up to 5 m. For the calculations, I used the DensityMetrics function of Fusion software. The input data were the elevation model and the point cloud. The reflectance ratios of the different elevation zones were the basis for the density calculation following the NRD method (Seielstad and Queen, 2003). Accordingly, the number of points reflecting from the vegetation zone under study was divided by the total number of points reflecting from and below the vegetation zone. The calculations were performed in every meter, but in my study, I only analyzed in detail the zone between 1 and 5 meters above the surface, as the effect of vegetation density on flow velocity is critical in this elevation zone in the event of a flooding event in the study areas.

I further analyzed vegetation density in the previously identified vegetation classes. For each class, I calculated the median NRD density value (Dv_{50}) per meter (height zones), as this parameter is less sensitive than the average to outliers due to mixed pixels and classification errors. I also calculated the median of the upper (Dv_{10}) and lower decile (Dv_{90}) values per vegetation category to illustrate the extremes within them.

A distribution analysis of the density data was also performed to determine the vegetation density categories. The histogram is single-peaked and highly skewed (towards values less than 0.1). Such highly skewed and single-peaked distributions are best classified into categories using class boundaries following the geometric distribution (Francisci 2021; Li and Shan 2022). Based on the distribution curves and field experience in Mindszent and Algyó, I finally created five vegetation density categories: no undergrowth, sparse, medium, dense, and very dense.

2.3 Relationship between vegetation density, flow velocity, and water levels

For the hydrodynamic modeling of various vegetation density conditions, I used the HEC-RAS 2D model, calibrated for the 2006 flood wave and validated with the 2000 flood wave for water levels, and validated water velocities for the 2006 flood wave based on measurements by Sándor (2011). The modeling aimed to analyse the effect of vegetation density on water levels and velocity. The model was built by incorporating geometry data (topography, roughness), specifying hydrological boundary conditions (water level and discharge), and performing calibration runs and validation. The model geometry was based on a topography model that included elevation data of the floodplain and the channel. Correct input of the geometry data and Manning's roughness coefficients is crucial for the study's

accuracy, as it characterizes the water conveyance capacity of the floodplain and the channel. The values of roughness can vary widely and depend to a large extent on different environmental factors, such as the channel material, the channel surface, in-channel vegetation, the channel contour, and the quantity and quality of sediments. The vegetation of the floodplain is also a significant factor, and structures (bridges, embankments) also affect roughness (Chow 1959).

During the modelling altogether four model variants were created to show the effect of vegetation density on flow conditions. The base scenario (S_{current}) corresponds to the current state of the riparian vegetation and thus includes spatially assigned roughness values based on LiDAR data and roughness values determined from literature data. In the S_{maintained} scenario, I modeled what would happen if the current dense to very dense understory vegetation patches (mainly overgrown with invasive species) were maintained by eliminating the invasive understory vegetation. Within the least desirable scenario (S_{invasive}), the situation would worsen compared to today due to further expansion of invasive species, abandonment of agricultural fields, and unmanaged forests. Thus, very dense undergrowth would replace the patches with dense, medium and sparse undergrowth. Within the model variant with the lowest roughness (S_{meadow}), the entire floodplain is covered by low grassland. This scenario represents a significantly different riparian state, which is close to the pre-regulation conditions: both study areas were either covered by marshes or wet meadows, according to First Military Map.

The modeling covered the period from 5 April to 5 May 2006, when the floodplain was fully inundated. In addition, the highest water level was almost at the top of the levees (water cover averaged 5-6 m), making this period the most ideal for studying the impact of riparian vegetation on flood conveyance. The upper boundary condition was discharge, and the lower boundary condition was set as water level. As the flow conditions were the most relevant model output data from the point of the research objectives, I used the SW Momentum algorithm with the full solution formula, which is capable of modeling more complex flow conditions with increased computational power.

During calibration, the 2D flow models for the 2006 flood were calibrated using hydrographic data and the spatial distribution of undergrowth. The calibration of the models was based on the water level recordings on the levees at the peak of the 2006 flood. The longitudinal profiles show that the model adequately represents the developed water levels, with the largest deviations in the upstream part of the modeled area (Mindszent -9 cm, Algyő -7 cm). Therefore, only the central part of the modeled areas (Mindszent: 214-211 rkm; Algyő: 184- 181 rkm) was analyzed in detail, where the accuracy was within ± 5 cm.

3. Results

3.1 Vegetation types of the selected floodplain areas

Based on my results, in Algyő the highest proportion (38.2%) of the study area is covered by riparian willow forests. These willows occur mainly on the ridges between the clay pits and in the low-lying areas. Almost half as much (18.5%) is covered by old planted poplars, which create homogeneous stands. The native riparian poplars (15%) are scattered in irregular patches, while the young poplar plantations occupy only 9.7% of the area. The poplar plantation class also includes sparsely vegetated patches of other young tree species

and shrubs. In total, 81.4% of the area is covered by forests. A very unfavorable vegetation class in terms of flood conveyance is the thickets invaded by *Amorpha* bushes. This class occurs on 9.8% (19.4 ha) of the study area, mainly on fallow agricultural fields.

I also performed the vegetation type analysis in the Mindszent study area, using the same methodology as in the Algyő. Here the total forest cover is 73.9%, being, less than in Algyő (81.4%), and the abundance of forest types is also different. In the Mindszent study area, the highest proportion (32%) is occupied by mature poplar plantations, followed by riparian poplar forest, which occupies 17.7% of the area. The proportion of riparian willow forests is significantly lower (13.3%) in the Mindszent floodplain than in the Algyő area (38.2%). In habitats similar to the Algyő area, the areas are occupied by poplar plantations and agricultural fields. Due to the former intensive agricultural activity of the floodplain, the proportion of open areas is almost the same (13.2%) as that of the riparian willow forest, but is much higher than that of the Algyő area (8.9%). There is a slight difference in the area share of young poplar plantations, as in Mindszent they occupy 10.9% of the area, and in Algyő 9.7%. The area of *Amorpha* thickets (12.9%) is the same as that of riparian willow forests and open surfaces, but exceeds that of Algyő (9.8%). The largest proportion of *Amorpha* thickets are at the Ányás-bend in the southern part of the Mindszent study area, occupying the areas of abandoned forests and fallow ploughlands. The fact that Mindszent has a higher proportion of ploughlands and *Amorpha* thickets, while the proportion of riparian willows with more natural conditions is lower, is related to the proximity of the settlement and the traditionally more intensive individual use of the floodplain (more private, small parcels).

Based on my LiDAR-based analysis, the proportion of forests in the floodplains (Algyő: 81.4%, Mindszent 73.9%) is in line with the value previously determined on the basis of GoogleEarth 2017 imagery on the Lower Tisza (Kiss et al. 2019b, Nagy 2021). Oroszi (2009) reported similar values (72%) based on aerial photographs taken in 2000 on the floodplain of the Maros River. Thus, the vegetation mapped by different methods gave almost similar results; however the LiDAR point cloud allowed me to identify not only forest patches but also their main types (e.g., riparian willow forest, poplar plantation).

3.2 Vegetation density in the floodplain

Riparian vegetation density has a significant influence on overbank flow velocity and height of flood waves (Manners et al. 2013, Jalonen et al. 2015, Campbell et al. 2018). The density of understory vegetation varies between vegetation types due to different light conditions, and thus different management approaches and interventions are required to manage floodplains, and special attention should be paid to the spread of invasive species (Michez et al. 2016, Rubol et al. 2018, Straatsma et al. 2019).

The vegetation density analyses reflect that the riparian poplar forests have the most ideal density conditions (Dv_{50} : 0.021-0.017), as 32% of voxels in the 1-5 m height zone of these near-natural forests belong to the dense class, while only 4% belong to the very dense category. This can be explained by the fact that the dense canopy of tall (30-35 m) white poplars and other tree species growing below them does not provide ideal light conditions for the undergrowth to sprout seeds, and then grow into lower trees and shrubs (Gencsi and Vancsura 1997). Consequently, riparian poplar stands are characterized by sparse undergrowth in their natural state. In addition, riparian poplars taller than 25 m are already 40-50 years old (max. 150-200 years old; Gencsi and Vancsura 1997). Thus, in these older stands, there is insufficient light for undergrowth vegetation and a no disturbance could

affect them; therefore, the riparian poplar forest do not provide favorable conditions for the invasion of invasive species.

Another type of near-natural forest in the floodplain is the riparian willow. According to the results of my study, these patches have the worst density (Dv_{50} : 0.29-0.25) of all the forest communities, is 45% of the riparian willow forests in the 1-5 m height zone belong to the dense vegetation category and 9% to the very dense vegetation category. The less tall and less closed canopy of willows provides better light conditions for understory vegetation than, for example, riparian poplar forests. In addition, the shorter lifespan of willows (in average 40 years, maximum 120 years) and their self-replication processes provide opportunities for invasive species to spread and, thus, for denser undergrowth to develop.

Poplar plantations form homogeneous stands. Their density in the 1-5 m height zone (Dv_{50} : 0.024-0.012) of old-growth poplar plantations are ideal than in near-natural forests. Only 27% of old-growth poplar plantations belong to the dense and 4% to the very dense vegetation category. The density of young poplar plantations (Dv_{50} : 0.004-0.007) is the most ideal for flood conveyance, as in the 1-5 m height zone, 7% of young poplar plantations belong to the dense and 4% to the very dense vegetation category. Since the poplars are artificially planted and maintained, their undergrowth, especially in young plantations, is periodically maintained. The undergrowth of young poplar plantations is very sparse compared to other vegetation patches, as foresters can only ensure their rapid initial growth by clearing other species around them that compete for light and nutrients.

The *Amorpha* thickets form almost homogeneous stands on fallow lands or in forest clearings. In these plots, the vegetation density is very unfavorable (Dv_{50} : 0.051-0.017). In general, in dense stands, the *Amorpha* thickets grow to 4-5 m high, so their 45% in the 1-5 m height zone belong to the dense and 11% to the very dense vegetation category, creating efficient barrier for flood conveyance. The densest stands are in the upper third of bend No. 1 in the Mindszent study area, and along the western banks of the bend in the 1-2 m height zone.

The density calculations of the vegetation categories confirm the previous assumptions of Sándor (2006), Delai et al. (2008), and Nagy (2020) that reforestation and the spread of invasive species (especially *Amorpha fruticosa*) increase the density of the understory vegetation, and that the most crucial determinant of vegetation density in the floodplain is the amount of light reaching the understory level and the degree of human intervention. The NRD method allowed a detailed understanding of the density of different vegetation categories in the 1-5 m height flooded zone. However, according to Kükenbrink (2017), a limitation of the method is that it can underestimate vegetation density by 64% for low point cloud densities (1.3 reflectance/m²). The average point cloud used for this study has an average point density of 9 points/m², and the survey was conducted in a canopy-free period, so the underestimation was significantly reduced. We planned the survey at early spring, as areas with dense canopy make it difficult to characterize the vegetation under the canopy accurately (Chasmer et al. 2006, Goodwin et al. 2007). As my method obtained similar results to the quadrat surveys of Sándor (2006) and the measurements using the parallel photographic method by Delai et al. (2008) and Nagy (2020), I conducted that the provided results are quite precise, so the early spring survey was not a limiting factor.

6.3 Hydrodynamic modeling

6.3.1 Changes in flow velocities in different scenarios

In all model scenarios, the increase in the overbank flow velocity of the flood wave during the rising limb of the flood exceeds the decrease in the flood wave velocity during the falling limb. Thus, in the floodplain, the vegetation has a greater resistance to the rising of the flood wave, than during its falling. If the understory vegetation of dense and very dense forest classes would be maintained ($S_{\text{maintained}}$), the average velocity on the floodplain at peak flood would increase to 0.28 m/s, thus it would increase by 16% compared to the current situation, and thus the conveyance of flood waves would accelerate. The falling of the stages is a slow process due to the nature of the flood wave, but by the end of the modeled period (05/05/2006), the average speed was 17% higher (0.25 m/s) than in the S_{current} scenario. The most unfavorable condition for flood conveyance would be if the forest understory were denser than today and the fallows were also invaded by invasive species (S_{invasive}). In this case, a 30% decrease in overbank flow velocity between S_{invasive} and S_{present} scenario occurs at flood peak. This velocity decrease is maintained during the falling limb of the flood wave, when the average floodplain velocity decreases to 0.15 m/s, being 31% below its current value. If the study area were entirely covered by meadows and/or open surfaces (S_{meadow}), the average flow velocity during the peak would increase by 68% (0.41 m/s) compared to the average velocity of the base condition (S_{present}).

The results suggest, that the development of extremely low and extremely high water velocities requires a special combination of vegetation and morphological parameters. On the floodplain of the Mindszent bend No. 1., once the water entered the floodplain, it shortened its path and continued to flow parallel to the artificial levees. In all scenarios, the development of the maximum overbank flow velocities is associated with these flow zones (S_{present} : 0.5-0.6 m/s; $S_{\text{maintained}}$: 0.6-0.7 m/s; S_{invasive} : 0.3 m/s; S_{rec} 0.6-0.7 m/s). The highest water velocities in the channel occur in the lower third of the bend (214-212 rkm) where the channel narrowing and geometry, the wide artificial floodplain, and the reduced overbank flow velocities due to dense vegetation are combined to cause the acceleration of water velocities in the channel. In the S_{current} scenario, the maximum in-channel flow velocity at the peak of the flood is 1.2 m/s, while in the scenario with less dense vegetation ($S_{\text{maintained}}$) it is 1.1 m/s (-10%). In the scenario with denser floodplain vegetation (S_{invasive}), the maximum in-channel flow velocity increases to 1.4 m/s, thus by 13%.

The lowest flow velocities in the channel and floodplain occur at bend No. 2 in Mindszent (at 211.8 rkm). Here the flow velocities are mainly influenced by the appearance of a stagnation zone in the western floodplain due to the remnants of an old levee and the very dense vegetation. In the eastern artificial floodplain, a flow path has developed in a direction parallel to the artificial levee. In the upper third of the widening, narrow bend, the water flow slows down, and the very dense vegetation almost entirely decelerates the flow on the floodplain, even during the peak of the flood. The average velocity of the western floodplain at peak flow is 0.06 m/s for the current model (S_{current}), which means almost stagnant water. There is no difference in magnitude between this value and the values of the other model versions, so it can be concluded that the influence of vegetation on flow velocities is not decisive at this site due to the special topography (remnants of the old levee) and dense vegetation.

Compared the results at Algyő to the Mindszent area, the average velocities along the wide bend of the Algyő study area are only slightly (5-10%) different. The distribution of overbank flood velocities along the bend in Algyő is more uniform, and the effect of the rising stages appears later due to the downstream location.

The results show that vegetation is the most substantial and important factor influencing the overbank flow velocity in the floodplain, and that it has an indirect effect on the floodplain and also on the in-channel flow conditions. The flow velocities in the floodplain are influenced by the topography (e.g., crevasses, clay pits, artificial levees), which determines the location of the entry from the channel to the floodplain and the path of the water flow. The width of the floodplain is also essential, as it provides the spatial extent where the other influencing factors can act differentially: in very narrow floodplains the individual influencing factors combine so strongly (e.g., the western side of the Mindszent floodplain) that their effects cannot be separated. These results are in good agreement with the research of Cowan (1956), Limerinos (1970), Aldridge and Garrett (1973), who interpreted these factors in a dynamic system, i.e., the factors (topography, vegetation, bank material, bank form) must be evaluated in a complex way.

6.3.2. Water levels in different scenarios

From a flood protection point of view, the most critical parameter is the peak flood level and its changes due to vegetation density increase. The changes in water levels are presented along cross-sections located in the center of the study areas. At Mindszent, if the understory vegetation is maintained the water level could be lowered by 10 cm, but if the invasive plant encroachment continues on the floodplain, the water level would increase by 7 cm compared to the 2006 flood. The results show that the continued spread of invasive species would have only a minor increasing effect on peak flood levels (7 cm), but the maintenance of undergrowth could decrease the flood level by 10 cm. It suggests, that dense undergrowth already dominates the study areas. In the S_meadow scenario, if pastures or meadows could cover the studied floodplains, the peak water levels could be decreased by 17 cm, so this low vegetation density would be the most ideal land-use from the point of view of flood conveyance.

The results show that the processes in the Algyő study area are very similar to those in Mindszent. However, the differences between the scenarios are less pronounced due to the smaller differences in vegetation density and channel morphology. At Algyő, water levels in the S_maintained scenario were only 6 cm lower during the peak of the flood (Mindszent: 10 cm) compared to the baseline condition. In the S_invasive scenario, the peak water levels would increase by 6 cm (Mindszent: 7 cm). In the S_meadow scenario the water levels at the peak were 12 cm lower than in the S_present scenario, but it is 5 cm lower than in the Mindszent study site (17 cm). Thus, if the floodplain is not maintained in the future, the record water levels in both areas are expected to increase by a further 6-7 cm due to the denser vegetation. It could be a problem, as the water levels in the Lower Tisza already reached the top of the levees in several places during the 2006 flood (Sándor and Kiss 2008). However, by maintaining vegetation and replacing forests with meadows and pastures, flood levels could be reduced by 6-10 cm and 12-17 cm, respectively. My previous modellings (1D) in various floodplain areas (e.g. Middle and Lower Tisza, Maros) show that the effect of vegetation density and roughness on water levels depends on the size of the intervention area (Nagy et al., 2018b, Kiss et al., 2019b), as the effect on water levels vary within the intervention area. If the vegetation maintenance is carried out over a larger areas and not just in small patches, the most significant water level reduction occurs in the upstream end of the

maintained section. In contrast, a backwater effect (water level rise) is observed in the downstream end of the maintained section, as the high vegetation density of unmaintained areas downstream hinders flood conveyance. These previous results confirm that managing the floodplain vegetation and the river system itself cannot be achieved by managing only small areas, but it requires pre-planned interventions over a large area (≥ 10 km reach). For these plans, the presented LiDAR-based technology combined with 2D hydrological modeling is suitable (Vetter et al. 2011, Manners et al. 2013).