

Élőhely szempontú folyószabályozás támogatása
korszerű terepi mérésekkel és számítógépes
modellezéssel

TDK Dolgozat

Szerző:

Fleit Gábor

Konzulensek:

Dr. Baranya Sándor

Dr. Józsa János

Török Gergely Tihamér

Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszék
Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem

Budapest, 2014



Tartalom

Kivonat	3
1 Bevezetés	4
2 Szakirodalmi kitekintés	4
2.1 Élőhely (mezohabitat) modellezés.....	5
2.2 Megfelelőségi indexek.....	8
3 Helyszín és a tervezett beavatkozások ismertetése	10
3.1 Vizsgálati terület.....	10
3.2 Természetvédelmi célú átalakítások.....	11
3.2.1 Felvízi sarkantyúpár környékén tervezett beavatkozások	11
3.2.2 Alvízi sarkantyúpár környékén tervezett beavatkozások	11
4 Numerikus modellezés	11
4.1 3D áramlástanai modellezés alapjai	12
4.2 A modell felépítése.....	14
4.2.1 Számítási rácsháló	14
4.2.2 Érdességi viszonyok	16
4.3 Modell igazolása.....	17
4.4 A tervezett beavatkozások ismertetése és modellbe való beépítése	18
5 A beavatkozások hatásának vizsgálata élőhely szempontból.....	21
5.1 Tartóssági viszonyok vizsgálata	21
5.2 Hauer-féle élőhely jellemzés	23
5.4 A Sander Vitreus (süllőfaj) élőhely megfelelőségi vizsgálata	28
6 Összefoglalás	33
7 Következtetések.....	34
8 Irodalomjegyzék	37



Kivonat

A klasszikus folyószabályozási munkák sokáig figyelmen kívül hagyták azokat a vízi élőhelyekre gyakorolt hatásokat, melyek az általuk okozott áramlási és morfológiai viszonyok megváltozásának tudhatók be. Az elmúlt években ezek a szempontok egyre inkább reflektorfénybe kerültek, elég akár a Víz Keretirányelv, vagy a Duna Stratégia intézkedéseire gondolnunk.

Dolgozatomban egy ilyen hagyományos folyószabályozási művekkal ellátott Duna-szakasz (1672-1676 fkm) vizsgálatával foglalkozom. A korábbi szabályozások hosszútávon kialakult negatív környezeti hatásait (pl. holtterek feliszapolódása) kiküszöbölendő, több beavatkozási tervet is készült, melyek a vizes élőhelyek javítását célozzák. A Sződligeti szakasz jelenlegi állapotára 2013-as TDK dolgozatomban áramlástan és élőhely-hidraulikai vizsgálatokat végeztem terepi mérések alapján, így jelen dolgozatban tovább lépek és egy új oldalról támogatom meg az élőhelyek javítását célzó terveket. Felépítetek egy háromdimenziós áramlástan modellt, mellyel egyrészt lehetőségem lesz a térség eltérő (nem kimért) vízjárásokkor kialakuló áramlástan viszonyainak reprodukálására, másrészt alkalmam lesz a tervezett beavatkozásokat is beépíteni a modellbe, így azok áramlásra és élőhelyekre gyakorolt hatásai is kimutathatóvá válnak. A beavatkozások közt szerepel egy természetes viszonyokat jól tükröző mellékág létrehozása, egy a hajók keltette hullámoktól védett terület kialakítása egy kavicssterasz építésével, valamint két part közeli sarkantyú átvágása, melytől az áramlási viszonyok intenzívebbé tételét várjuk. Munkám során bemutatom a 3D áramlástan modellezés alapjait, a modell felépítésének lépéseit és sarkalatos pontjait, majd a számított eredményezők értékelését és összehasonlítását végzem el a 2013-ban mért eredményeimmel. Ezt követően élőhely hidraulikai vizsgálatokat végzek a beavatkozások utáni állapotra, hogy kimutathatóvá váljon az tervezett átalakítások remélt, jótékony hatása. Mivel az élőhelyek abiotikus paraméterekkel való jellemzésének még nincs kiforrt, általánosan elfogadott metodikája, ezért számos szakirodalmi ajánlás figyelembevételével, többnyire külföldi eljárások adaptálásra teszek kísérletet a Duna Sződligeti szakaszára.

A befejezésben a beavatkozások hatásának kiértékelésével foglalkozom, valamint továbbfejlesztési irányokat fogalmazok meg, mellyel egy lépéssel közelebb kerülhetünk a részletes ökohidraulikai vizsgálatok metodikájának kifejlesztéséhez hazai vízfolyásokra és ezzel egyúttal a gyakorlati alkalmazhatóság eléréséhez is.



1 Bevezetés

TDK dolgozatom célkitűzése, hogy egy valós példán keresztül bemutassam milyen ökohidraulikai és numerikus hidraulikai modellezési eljárásokkal lehet támogatni egy olyan folyami vízepítési beavatkozást, melynek célja a vízi élőhelyek minőségének javítása, valamint új élőhelyek teremtése.

A klasszikus folyószabályozási munkánk sokáig figyelmen kívül hagyták azokat a vízi élőhelyekre gyakorolt hatásokat, melyek az áramlási és morfológiai viszonyok megváltoztatásának tudhatók be. Az elmúlt évtizedekben azonban ezek a szempontok előrébb kerültek, mint valaha. Napjainkban mind a szakirodalom, mind a vizeket érintő politikai intézkedések célkeresztjében állnak. Itt gondolni kell az EU Víz Keretirányelvére, mely megköveteli az EU tagállamaitól 2015-ig a felszíni és felszín alatti vizek jó állapotát, de a Duna Stratégia elindulása óta hazánk legnagyobb folyója még további kitüntetett figyelmet tudhat magáénak.

A vizsgálati szakasz a Duna 1672-1676 fkm szelvényei közt helyezkedik el, Sződliget térségében, ahol meglévő folyószabályozási művek (két pár sarkantyú) részleges megbontását, illetve egy kisebb mellékág kialakítását tervezi a Duna-Ipoly Nemzeti Park. 2013-ban három alkalommal történtek részletes hidromorfológiai felmérések a térségben, melyeket korszerű adatelemzés követett, így pontos képet kaphattunk a Sződligeti Duna-szakasz morfológiai és áramlástan paramétereinek területi eloszlásáról, valamint élőhely vizsgálatok végzésére is lehetőségem nyílt (*Fleit, 2013*). Mint azt látni fogjuk, ezek a paraméterek kulcsfontosságúak a vízi élőhelyek jellemzésénél.

A modellvizsgálatokkal felállítom a második pillért is a terepi mérések mellé, így lehetőségem lesz olyan állapotokban is vizsgálni a Duna hidraulikáját, melyekre nem állnak rendelkezésre méréseink, valamint szimulálhatóvá válnak a tervezett beavatkozások áramlásra gyakorolt hatásai is. Mindezen eredmények alapján, az ökohidraulika eszközeit felhasználva, élőhely vizsgálatokat végzek az beavatkozások utáni állapotra.

2 Szakirodalmi kitekintés

A feladat komplexitása miatt, hosszas irodalomkutatással kezdtem a munkát, hogy lehetőségem legyen felmérni, milyen irányokat tűztek ki a témával aktívan foglalkozó országok kutatói. Sajnálatos módon hazánkban a téma még gyermekcipőben jár, kevesen foglalkoznak a témával, így kénytelen voltam más országok munkáiból elsajátítani az ismereteket. Fontos azonban megjegyezni, hogy ilyen jellegű vizsgálódásoknál az adná a legprecízebb eredményeket, ha hazai munkák és felmérések alapján lehetne elindulni, hiszen a



hazai ökoszisztémára kidolgozott eljárások esetén nem lenne megkérdőjelezhető azok adaptálhatósága.

A 80-as évek közepén kifejlődni kezdő élőhely modellezésnek az volt a célja, hogy a biodiverzitás csökkenéséhez vezető vízepítési beavatkozások ökológiai hatásai számszerűsíthetők legyenek. Korábban a folyószabályozások tervezésekor figyelmen kívül hagyták a morfordinamikai következményeket, azonban amennyiben élőhelyekkel kapcsolatos vizsgálódásokat végzünk, ezek a folyamatok kulcsfontosságúvá válnak (*Habersack et al., 2012*). Az ilyen geomorfológiai analízis szükségessége tovább erősödik a halak ivási területeinek vizsgálatakor (*Hauer et al., 2010*). A meder inhomogenitása élőhely szempontból fontos és köztudott, azonban a folyami rehabilitációs munkák során ezen ismeretek alkalmazása még várat magára. Még napjainkban is gyakran törekednek egyenletes hidraulikai paramétereket biztosító, könnyen kialakítható medrek építésére. Ennek többek közt költségkímélő vonzatai vannak (*Pasternack et al., 2008*).

Sok halfaj van veszélyeztetve az emberi fejlődés hatásai miatt és a tendencia azt mutatja, hogy a jövőben egyre több lesz. Az ilyen védet/veszélyeztetett fajok védelme tovább indokolja élőhely teremtő/javító beavatkozások tervezését, melyek esetén az eszköztár gyakorlatilag ki is merül az élőhely modellezésben. Az emberi tevékenység halakra gyakorolt hatásának megértéséhez szükség van arra, hogy tisztán lássuk az egyes halfajok és azok élőhelyei (környezetük) közötti kapcsolatokat. Az egyes fajok optimális életéhez szükséges körülmények meghatározása tehát a legfontosabb célja az ökohidraulikának, azonban a szakirodalom komoly hiányosságokkal szenved a témában (*Rosenfeld, 2003*). A probléma igazából az, hogy általában alkalmi, nem szisztematikus vizsgálatok készülnek, mely megnehezíti egy egységes élőhely jellemzési rendszer kialakulását (*O'Leary, 2008*).

A legfőbb probléma azonban a biológiai adatok hiánya. Jelenleg eljutottunk odáig, hogy bizonyos esetekben vizsgálhatók adott halfajok, vagy csoportok élőhely preferenciái, azonban vízmérnöki oldalról sokan a halak nappali és szezonális mozgásainak modellezésére is látják a potenciált. Ehhez azonban olyan mennyiségű adatra van szükség a biológus oldalról, melyek a közeljövőben szinte biztosan nem fognak rendelkezésre állni, főleg az ilyen adatgyűjtések tekintélyes anyagi- és időigényei miatt (*Habersack et al., 2012*).

2.1 Élőhely (mezohabitat) modellezés

Egy norvég tanulmányban (*Casas-Mulet et al., 2014*), a Lundesokna folyó két vízlépcső közötti beduzzasztott szakaszán végeztek az általunk tervezetthez hasonló vizsgálatokat. A terepi méréseket (ADCP) követően sikeresen validáltak egy 1D modellt (HEC-RAS) a vizsgált területre. Az élőhely vizsgálatokhoz saját fejlesztésű módszerüket a *Norwegian*



Mesohabitat Classification Method-ot (NMCM) használták, mely 4 abiotikus paraméter alapján írja le a különböző *hidromorfológiai egységeket* (HMU). A felhasznált paraméterek a következők: vízfelszín mintája (sík, egyenletes / tört, zavaros); vízfelszín esés (meredek / kevésbé meredek); áramlási sebesség a vízfelszínen (gyors / lassú); vízmélység (mély / sekély). Minden paraméter két értéket vehet fel, ezeket jól definiált, számszerűsített határok választják el egymástól. A négy paraméterből három számítható az 1D modellel, azonban a vízfelszín mintájának meghatározásához terepi szemrevételezésre volt szükség. A bejárások során feljegyezték, hogy melyik területen milyen a vízfelszín mintája, majd később ezek illetve a modell által számított hidraulikai paraméterek között kerestek kapcsolatot, hogy ez az elem is leírható legyen az eljárásban. A felhasznált paraméterek: esés, áramlási energia, Froude-szám, vízhozam, áramlási sebesség és vízmélység.

A modellt több különböző vízhozam esetre lefuttatták és vizsgálták a különböző HMU-k területi eloszlásának változásait. A változások hangsúlyozottan nem állnak lineáris kapcsolatban a vízhozammal, sőt, a rendszer komplexitása miatt kijelenthető az is, hogy nincs egyszerű kapcsolat a habitatok és az áramlás milyensége között.

Mások is használták már a Froude-számot a vízfelszín jellemzéséhez, azonban hangsúlyozzák, hogy a fizikai paraméter használata ilyen célokra rendkívüli elővigyázatosságot igényel, ugyanis egészen különböző állapotokban kialakuló sebesség-mélység párosok is eredményezhetnek közel azonos Froude-számot.

Az osztrák szakirodalom bővelkedik a témába vágó írásokkal továbbá igencsak szerencsés, hogy az ökohidraulikával foglalkozó kutatók rengeteget dolgoznak együtt és előszeretettel használják fel kollégáik eredményeit, fejlesztéseit, mellyel a módszertan egységessé tétele felé haladnak. Ilyen módszer például a *Mesohabitat Evaluation Model* (MEM) (Hauer et al., 2008) mely 2008-as kifejlesztése óta alapvető része lett az osztrák élőhelyes munkáknak. Hauer szerint a három legfontosabb abiotikus áramlástan paraméter a vízmélység, a mélységátlagolt áramlási sebesség, valamint a fenékcúsztató feszültség. A MEM a három paraméter alapján egy egyszerű formulával kiértékeli az adott georeferált pontot és a 6 mezohabitat (*medence [pool]; áramló szakasz [run]; gyors áramlású szakasz [fast run]; zúgó [riffle]; sekély víz [shallow water]; beduzzasztott víz [back water]*) osztály egyikébe sorolja azt. A módszer praktikussága többek közt abban rejlik, hogy az élőhely leíráshoz szükséges adatok mind számíthatók numerikus modellekkel, melyek egyébként is szinte elengedhetetlenek ilyen vizsgálatok esetén.

Tanulmányozták a MEM-el definiált élőhely típusok területre vetített eloszlásait a vízhozam függvényében (Hauer et al., 2011). Több folyó összesen 13 szakaszán végeztek vizsgálatokat,



melyekre 1-, 2- és 3D modelleket is felépítettek, bár a MEM alkalmazására az 1D modell által nyújtott eredmények nem elegendők. A vizsgálatokat halászgépes mintavételekkel is kiegészítették (DC sokkoló 5kW, 400V, 12A), hogy képet kapjanak a területen élő halfauna területi eloszlásáról, illetve, hogy kimutatható legyen, hogy a térségben élő fajok milyen élőhelyeket preferálnak. A kifogott halak faját valamint hosszukat (5 mm pontossággal) feljegyezték, majd visszaeresztették őket. Az egyes mérési területeket előzetesen mindig lezárták al- és felvízi irányból is hálókkaal, hogy a korábban visszaeresztett egyedek ne befolyásolják a mérési eredményeket. A halak életkorára (életszakaszára), a fogási helyen uralkodó áramlási sebesség alapján adtak becsléseket egy osztrák útmutató alapján (*Zauner és Eberstaller, 2000*). A halászgépes mérések koordinátáit feljegyezték, hogy a kifogott egyedek mérés kori tartózkodási helye georeferálható legyen. Ezen adatok birtokában megvizsgálták, hogy a különböző fajok, különböző életkorú egyedei mely habitatokat kedvelik leginkább. Az értékelésre egy három szintű skálát készítettek (kedvelt/használható/került). Ennek segítségével már becslést tudtak adni arra, hogy az adott állapotokban nagyjából hogyan fog alakulni a halas fauna területi eloszlása.

A LKV és az LNV között különböző vízhozamokat vizsgáltak a modellekkal. Véleményem szerint érdekes és fontos lenne ezt kibővíteni olyan kimutatásokkal is, melyek a vízhozam tartósságok alapján szemléltetnék a különböző élőhely osztályok területre vetített eloszlását. Ezzel vizsgálható lenne, hogy mennyire befolyásolják a különböző halfajok illetve élőlény együttesek előfordulását a különböző vízrajzi állapotok. Dolgozatomban erre kísérletet fogok tenni.

Fontos megjegyezni, hogy ezen paraméterekkel ugyan valóban jól leírható az áramlás jellege, azonban a hidraulikai értékek mellett nem szabad megfeledkezni a vízminőségi jellemzőkről (hőmérséklet, pH, oldott O₂, stb.) valamint olyan triviális ám mégis nehezen vizsgálható körülményekről, mint az adott helyen elérhető táplálék mennyisége, vagy a ragadozó fajoktól jelenléte miatti bizonyos zónák kerülése.

A szerzők úgy vélik, érdemes lenne kiegészíteni a modellt azzal, hogy a *run* osztályt két részre választanák *mély* és *sekély* áramlásúra, ugyanis a ~1m-nél mélyebb *run* osztályozású területeken halászták a felnőtt egyedek legjelentősebb hányadát.

Az élőhelyes vizsgálatokat rendszerint kisvízi állapotokra végzik, ilyenkor ugyanis – kisebb vízfolyások esetén – a vízi élőhelyek egzisztenciája is kérdésessé válhat. Azonban nem szabad a nagyvízi állapotokat kisebb súlyúként kezelni, mivel az ilyenkor kialakuló – jelentősen magasabb – áramlási sebességek akár el is lehetetlenítik a halak számára a menedékhelyekre való eljutást. A jelenség felerősödik a gyengébb képességű ivadékhalkak (valamint ikrák)



esetén, melyek számára egy hirtelen jött áradás sebességei akár letálisak is lehetnek (*Hauer et al., 2008*). Ezzel felmerül az osztályok kapcsolati eloszlásának kérdése, vagyis hogy bizonyos önmagukban „jó” élőhely típusok elérhetőek-e a halak számára, vagy olyan területen helyezkednek el, hogy megközelítésükhöz szükséges olyan habitatok keresztezése melyeket egyébként kerülnének, illetve ha az elérhetőség nem is problémás, akkor elegendő nagyságú-e az adott osztály ahhoz, hogy ott tudjanak tartózkodni a halak.

Hangsúlyozzák továbbá, hogy a MEM nagy potenciált jelent az EU VKI célkitűzéseire, mivel vizsgálható vele az egyes élőhely típusok változékonysága.

2.2 Megfelelőségi indexek

A megfelelelőségi indexekkel történő élőhely jellemzési módszer, melyet mikro skálás élőhely jellemzésnek is szoktak említeni, egy a habitat modellezéshez hasonló alapadatokból építkező, azonban némileg más megközelítésű élőhely vizsgálati módszer. Alapkonceptiója az, hogy mintákat vesznek az adott terület faunájából illetve jegyzik a mintavételi pont különböző hidromorfológiai (esetleg vízkémiai) paramétereit. Az adatok alapján statisztikai analízissel korrelatív kapcsolatot keresnek az különböző mérhető (esetleg utólagosan számítható/modellezhető) paraméterek és a fogott egyedek száma közt. Amely tartományban több egyed fogtak, ott az ún. megfelelelőségi index (suitability index – *SI*) magasabb lesz, ahol kevesebbet, ott értelemszerűen kisebb. A hidromorfológiai/vízkémiai paraméterek illetve az *SI* közötti kapcsolatot általában grafikusán ábrázolják, illetve előfordul, hogy az előállított görbék egyenletei is elérhetőek. Sok esetben egy-egy halfaj esetén akár a különböző életszakaszokra vonatkozó élőhely preferenciák is leírtak, azonban ezek egy teljes populáció esetén már nem feltétlenül mértékadóak. A populációk vélhetően megőrzik az egyedek által kedvelt élőhelyek tulajdonságait, azonban ezek még kiegészülnek metapopulációs igényekkel, követelményekkel is. Nagy egyedsűrűségek (pl. ivadékhalak) esetén gyakran előfordult az is, hogy a halak olyan helyeken jelennek meg, melyek egyébként számukra nem kielégítő élőhelyek, és ezért nagy számban el is pusztulnak (*Rosenfeld, 2003*).

Ilyen technikát alkalmaztam korábbi munkámban (*Fleit, 2013*) a Sződligeti szakaszra, mellyel egy süllőfaj élőhely megfelelelőségét vizsgáltam. A módszert egy amerikai tanulmányból adaptáltam (*Aadland et al.*), mely a vízmélység, az mélységátlagolt áramlási sebesség, valamint a mederanyag kapcsolatát vizsgálta az *SI*-el. Az összetett megfelelelőségeket, a különböző paraméterekhez tartozó *SI*-ek skaláris szorzásával állítottam elő.

Léteznek egészen extrém esetek is, amikor szinte minden mérhető/számítható hidraulikai és vízkémiai abiotikus paraméterre meghatározzák a megfelelelőségi görbét, azonban ez tipikusan az Egyesült Államokra jellemző, ahol mind az anyagi, mind az időbeli kapacitás



adott, ilyen volumenű munkák elvégzésére. Ilyen például a rózsaszín lazacra kidolgozott munka (*United States Fish and Wildlife Service (USFWS), 1984*), mely 12 megfelelőségi görbe alapján írja le a hal által kedvelt élőhelyet. A használt paraméterek közül néhány: oldott O₂, pH, vízhőmérséklet, mederanyag átlagos szemcsemérete, mederanyag szemeloszlása, sótartalom, áramlási sebesség stb.

Hauer és társai kifejlesztettek egy másik hasznos ökohidraulikai eszközt, a *Fish Guild Concept*-et (FGC) (*Hauer et al., 2012*). A módszer nem egy adott halfajra, hanem bizonyos halcsoportokra jellemző megfelelőségi indexekkel dolgozik. A módszer terepi halászgépes mérések alapján egy adott halcsoportnak ad egy mezohabitat megfelelőségi indexet (MSI) mely egy 0 és 1 közé eső szám. Értelemszerűen a magasabb szám a megfelelőbb. Ezek a csoportok a következők: stagnofil (lassabb, esetleg állóvizet kedvelő); reofil (nagyobb áramlási sebességeket kedvelő); indifferens. Az FGC-t sikeresen összekapcsolták a MEM-el és létrehoztak egy új mérőszámot, a *használható mezohabitat területet* (UMA). Az UMA lényegében az adott terület összesített megfelelőségét adja meg.

$$UMA = A_{MEM} \times MSI$$

ahol:

- A_{MEM} – adott mezohabitat területe [m²]
- MSI – mezohabitat megfelelőségi index

A mérőszám segítségével vizsgálható egy folyószakasz „élhetősége” különböző vízjárások esetén, vagy ami jelen dolgozat témájából adódóan fontos: egy vízmérnöki beavatkozás hatásai is kimutathatók.

Egy amerikai tanulmányban az ún. *pool-riffle* (medence-zúgó) habitatok egymást követő sorozatát vizsgálták (*Pasternack et al. 2008*). Ezek az irodalomban gyakran tárgyalt és széles körben alkalmazott sorozatok rendkívül kedvezőek halas élőhelyek szempontjából. Ez egyrészt a medencék lassabb, mélyebb, pihenésre alkalmasabb vízének köszönhető, másrészt annak, hogy a zúgókon átfolyó víznek jelentős mértékben megnövekszik az oldott oxigén tartalma (*Hauer et al., 2010*), ami az egyik legfontosabb vízkémiai paraméter a vízi élőlények számára. A cikk ezen élőhelyek halakra vetített megfelelőségét, valamint a kiépített *pool-riffle* rendszerek fenntarthatóságát hivatott tárgyalni. Az élőhely megfelelőséget habitat alkalmassági görbék segítségével végezték el egy amerikai útmutató alapján (*USFWS, 1999*). Az vízmélység és a mélységátlagolt áramlási sebesség alapján határozták meg az összetett megfelelőségeket, a két SI mértani közepének számításával.

Az ilyen beavatkozásoknál általános probléma, hogy a zúgók tervezését kisvízi állapotra végzik el, ami gyakran azzal a következménnyel jár, hogy egy nagyobb árhullám esetén, a

folyami görgetegekből épített művek könnyen összeomolhatnak. Fontos tehát különös odafigyeléssel kezelni ezeket a zúgókat, mivel már a normál körülmények között is jelentősen megnövekedett fenéksúsztató feszültségek az elragadó erők növekedéséhez és így a művek károsodásához vezethetnek.

3 Helyszín és a tervezett beavatkozások ismertetése

3.1 Vizsgálati terület

A vizsgálatokat a Duna 1672-1676 fkm szelvényei közötti szakaszon végeztük. Ez Sződliget térsége, a folyam itt a Szentendrei-sziget bal partját mossa, teljes vízhozamának közel kétharmadával. Ebből következik, hogy a vízi teher és személyszállítás döntő része is ezen az ágon történik. A folyó hazai szakaszaihoz hasonlóan itt is felmerülnek hajózással kapcsolatos gondok (VITUKI, 2007). Ilyen a Sződligeti szűkület (1675,6-1674,8 fkm), mely jelenlegi állapotában egy 500 m hosszú, 90 m széles, orvosolandó problémát jelent a folyami közlekedés szempontjából. A térségben a meder szabályozott, a hajóút áthelyezésére lehetőség nincs. A térség áramlástanai karakterét az **1. ábrán** látható két sarkantyú pár adja.



1. ábra – A vizsgált Duna-szakasz



3.2 Természetvédelmi célú átalakítások

A következő két pontban röviden ismertetem a tervezett beavatkozásokat, így képet kaphatunk a tanulmány céljáról, azonban azok részleteit és a modellbe való beépítésüket csak a későbbiekben tárgyalom.

3.2.1 Felvízi sarkantyúpár környékén tervezett beavatkozások

Az élőhelyek javítását célzó beavatkozások első lépése, az északi sarkantyúk közötti part menti sáv áramlásának intenzívebbé tétele volt. Ennek elérése érdekében, a műveket megbontanánk a középvízi partvonalától a folyó közepe felé 25 méteres hosszon, valamint a sarkantyúk hatására feltöltődött part menti sávok mélyítését is elvégeznénk. A térségben élő halak jellemzően lankás rézsűvel jellemezhető, kavicsos mederanyagú területeket választanak ivóhelyüknek, így célunk továbbá egy ilyen kritériumoknak megfelelő ívási hely létrehozása is. Ezt praktikusán egy a sarkantyúk közé épülő kavicspaddal elégítenénk ki, mely egyben a hullámzásoktól is védett helyet biztosítana a halak szaporodásának.

3.2.2 Alvízi sarkantyúpár környékén tervezett beavatkozások

Az déli sarkantyúk esetén, egy kisebb mellékág kialakításának lehetőségeit és hatásait vizsgáltuk. A mellékág belépési szelvénye a Sződ-Rákos patak torkolati szelvénye és az északi sarkantyú közt fél úton lenne, míg valamivel a délebbi sarkantyú alatt torkollana vissza a Dunába. Hossza 800 méter, szélessége 25 méter. Mivel ezzel a beavatkozással is az élőhelyek javulását kívánjuk elérni, ezért a természeti viszonyokat tükröző, meanderező helyszínrajzi vonalvezetéssel alakítottuk azt ki. A fenékszinteket úgy határoztuk meg, hogy még kisvízes állapotban is biztosítható legyen az egy méteres vízmélység. Hossz-szelvényi értelemben egymást követő medence-zúgó (pool-riffle) szakaszok követik egymást, mely a szakirodalomban gyakran említett és ajánlott élőhely típus melyet előszeretettel használnak revitalizációs/rehabilitációs munkák esetén.

4 Numerikus modellezés

A térség vizsgálatára egy háromdimenziós numerikus modell felépítése mellett döntöttünk, melyet több szempontból is indokoltnak találtunk. Egyrészt a 2013-as terepi mérések alapján láttuk, hogy a Sződligeti Duna-szakasz áramlási és morfológiai szempontból rendkívül komplex rendszert alkot (Fleit, 2013), és ezek az áramlási struktúrák kevesebb dimenzióban nem reprodukálhatóak. Másrészt azt is láttuk, hogy a fenék-csúsztatófeszültség fontos élőhely jellemző paraméter, mely számszerűsítése ugyan lehetséges 2D modell eredmények alapján is, azonban a feszültségek legpontosabb számítása szintén 3D modellezésért kiált. Ezeken túlmenően hangsúlyozandó a fenék-közeli áramlási sebességek fontossága ökológiai



szempontból (bentosz, makrogerinctelenek). A turbulens fal-törvény logaritmikus sebességprofilja segítségével ugyan lehetséges ezen sebességek számszerűsítése a 2D modell mélységátlagolt sebességei alapján, azonban – ismét a terepi mérésekre hivatkozva – azt is láttuk, hogy ez a profil nem minden esetben alkalmazható komplexebb áramlású területeken. A fent említett okokból kifolyólag döntöttünk tehát egy háromdimenziós modell felépítése mellett, melytől az élőhely szempontú vizsgálatok magas szintű támogatását várjuk.

4.1 3D áramlástan modellezés alapjai

Vízfolyások esetén a legteljesebb áramlástan jellemzést ilyen, a tér mindhárom irányát magában foglaló modellezéssel kaphatjuk. A valósághoz még egy lépéssel közelebb lehet kerülni, ha olyan modellel dolgozunk mely az áramlás turbulens karakterét is képes figyelembe venni. Ilyen megoldókkal pontosabb áramképeket számíthatunk, illetve a fenékcúsztatófeszültségének térbeli eloszlása is megadható, mely kulcsfontosságú input az áramlás medermorfológiai viszonyaira gyakorolt hatásának feltérképezésénél, valamint az élőhely modellezésénél is komoly szerepe van.

Három dimenzióban a folyadéktest térfogat- és impulzusmegmaradását a Navier-Stokes egyenletek fejezik ki. Az egyenletekkel való dolgozás rácshálón alapuló numerikus módszert igényel, amiből következik, hogy a teljes valóságot nem áll módunkban leírni. Ennek ellenére egy adott feladathoz megfelelően választott térbeli és időbeli felbontással, kielégítő pontosságú eredményeket tudunk produkálni egy ilyen modell segítségével.

A turbulens fluktuációra jellemző időléptéknél nagyságrendekkel nagyobb időlépésekkel haladunk előre, mivel a jelenlegi számítógépek teljesítményével gyakorlatilag elérhetetlen az a finom felbontás mely lehetővé tenné a legkisebb örvények leírását. Folyami beavatkozások esetén azonban ezen a léptéken való jellemzés nem eredményez jelentős többlet információt számunkra, azonban összességében a hatás mégsem elhanyagolható.

Az áramlási sebességek turbulens mivoltának jellemzésére a Reynolds-féle szétválasztást alkalmazzuk, vagyis egy adott pontbeli pillanatnyi sebességet egy alkalmas T időpontban egy U_i átlagsebesség és egy u_i pulzációs sebesség összegként írjuk fel. Az U_i átlagsebességek időbeli átlagolásával értelem szerűen önmagukat kapjuk, míg a pulzációs tag idő szerinti átlagolása zérust eredményez. (Az i indexelés a térbeli sebességvektorok három ortogonális irányú vetületére utal).

Jelen tanulmányban egy Norvég fejlesztésű megoldóval, a SSIIM-mel (Sediment Simulation In Intakes with Multiblock) dolgoztunk. *A következő sorok és képletek jelentős része a SSIIM angol nyelvű használati útmutatójából lettek kiragadva (Olsen, 2014).*



A program az összenyomhatatlan és konstans sűrűségűnek feltételezett folyadék áramlását a Navier-Stokes egyenletekkel számítja:

$$\frac{\partial U_i}{\partial t} + U_j \frac{\partial U_i}{\partial x_j} = \frac{1}{\rho} \frac{\partial}{\partial x_j} (-P \delta_{ij} - \rho \overline{u_i u_j}),$$

ahol U , u = átlag- és pulzációs sebesség összetevői; P = hidrodinamikai nyomás; x_j = Descartes-féle térkoordináták; δ_{ij} = Kronecker-delta (1 ha $i = j$ és 0 ha $i \neq j$).

Az örvényviszkozitást a Boussinesq-féle közelítéssel számítja a modell:

$$-\rho \overline{u_i u_j} = \rho \nu_T \left(\frac{\partial U_j}{\partial x_i} + \frac{\partial U_i}{\partial x_j} \right) + \frac{2}{3} \rho k \delta_{ij},$$

ezt behelyettesítve adódik a leíró egyenletek következő alakja:

$$\frac{\partial U_i}{\partial t} + U_j \frac{\partial U_i}{\partial x_j} = \frac{1}{\rho} \frac{\partial}{\partial x_j} \left(- \left(P + \frac{2}{3} k \right) \delta_{ij} + \nu_T \frac{\partial U_j}{\partial x_i} + \nu_T \frac{\partial U_i}{\partial x_j} \right),$$

ahol ν_T = örvényviszkozitási együttható; k = turbulens kinetikai energia.

A modell a turbulencia k - ε típusú kiegészítő leírását tartalmazza. Eszerint izotróp viszonyok feltételezésével az örvényviszkozitási együttható:

$$\nu_T = c_\mu \frac{k^2}{\varepsilon},$$

ahol ε = turbulens kinetikai energia disszipációs hányada; c_μ = konstans, és k a mozgó folyadék egység tömegére vonatkozó turbulens kinetikai energia:

$$k \equiv \frac{1}{2} \overline{u_i u_i}.$$

A k turbulens kinetikai energia modellezése az alábbi differenciálegyenlettel történik:

$$\frac{\partial k}{\partial t} + U_j \frac{\partial k}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\frac{\nu_T}{\sigma_k} \frac{\partial k}{\partial x_j} \right) + P_k - \varepsilon,$$

ahol a kinetikai energia keletkezését kifejező P_k :

$$P_k = \nu_T \frac{\partial U_j}{\partial x_j} \left(\frac{\partial U_j}{\partial x_i} + \frac{\partial U_i}{\partial x_j} \right).$$

Az áramlás lehető legpontosabb leírásához fontos ismerni a turbulens kinetikai energia disszipációs rátáját ε , mely a

$$\frac{\partial \varepsilon}{\partial t} + U_j \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\frac{\nu_T}{\sigma_\varepsilon} \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_j} \right) + C_{\varepsilon 1} \frac{\varepsilon}{k} P_k - C_{\varepsilon 2} \frac{\varepsilon^2}{k}$$

differenciálegyenlettel kerül számításra. A turbulencia-modellben található konstans paramétereknek a szakirodalomban használatos, laborkísérletekkel meghatározott értékeket választunk (Rodi, 1984): $C_\mu = 0,09$; $C_{\varepsilon 1} = 1,44$; $C_{\varepsilon 2} = 1,92$; $\sigma_\varepsilon = 1,3$.



4.2 A modell felépítése

4.2.1 Számítási rácsháló

A numerikus modell felépítésének első lépése, a jelenlegi állapotot leíró számítási rácsháló elkészítése volt. Ehhez szükséges volt definiálni a modellezni kívánt szakaszt, mely jelen esetben a **3.1-es** pontban bemutatott Sződligeti Duna-szakasz. A numerikus modellezési feladatoknál megjelenő peremhatás érvényesülését kiküszöbölendő, felvízi irányban kibővítettük a vizsgálati tartományt. Ezzel jelentősen megnöveltük a modell számítási igényét, azonban a megfelelő pontosság eléréséhez ez elkerülhetetlen.

A főmedren túlmenően beépítésre került a folyó hullámtere is, a különböző védművekkel (árvédelmi töltés, magaspart) bezárólag. Ezzel lehetővé vált adott nagyvizek esetén a hullámtéri előntések vizsgálata is. A lehető legpontosabb leírás érdekében, figyelembe vettem a hullámtér különböző fedettségi viszonyait is, melyek hatását a számítások során különböző Nikuradze-féle érdességmagasságokkal (k_s) jellemzünk. Összesen hat eltérő fedettségi osztályt különítettünk el: *víz; sűrű erdő; ritka erdő; beépített terület; kőszórás; szántó/legelő*. A különböző borítottságok határait műholdas felvételek (*Google Earth*) segítségével vettem fel. Ezek körülhatárolása egy mozaikszerű képet eredményezett, összesen 110 poligonnal.

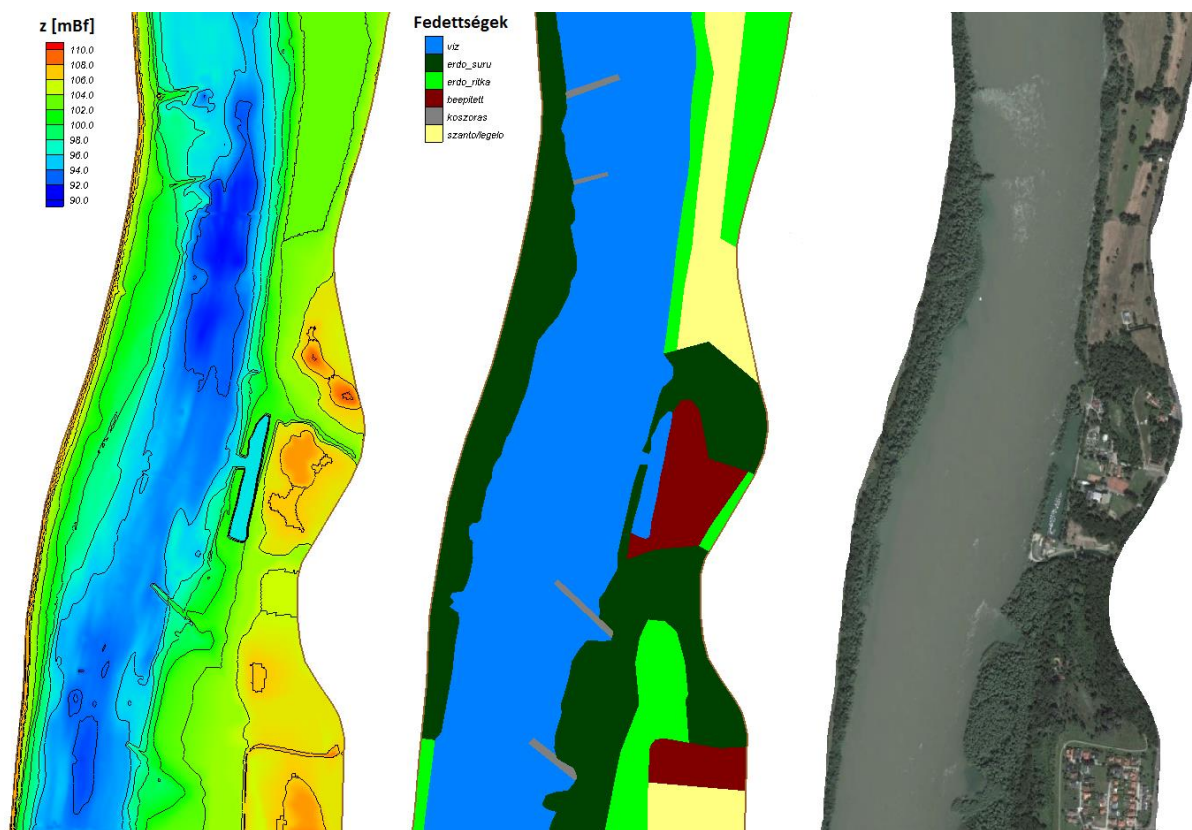
A numerikus modell ún. struktúrált rácshálóval diszkretizált modellezési tartományt követel meg tőlünk, mely vízszintes síkban egy görbe vonalú téglalapként kezelhető. Ennek elkészítése egy szabályos prizmatikus csatornában automatizálható, jelen esetben azonban a meder összetettsége illetve a különböző fedettségi viszonyok megfelelő leképzése miatt manuális felosztást igényelt. A rácsháló elkészítését az SMS nevű szoftverrel végeztem el. Minden – logikailag téglalapként kezelt – poligon párhuzamos oldalait azonos egységre kellett tehát felosztani, hogy azokon belül lokálisan létrehozható legyen a négyszögekből álló rácsháló. A követelményt globális léptékben is ki kellett elégíteni, a teljes tartományon is létre kell tudni hozni a négyszög elemekből álló rácshálót, mivel a modell a számítások során egy mátrixként kezeli a területet, melynek egy-egy celláját a mátrix egy-egy eleme írja le.

A megfelelő cellaszámok elérése mellett törekedni kell a torz cellák elkerülésére is, melyek tipikusan a különböző méretű cellákat tartalmazó szomszédos poligonok találkozásánál jelennek meg és a számítás pontatlanságához vezethetnek. Céлом volt továbbá egy olyan méretű cellákat tartalmazó háló elkészítése, aminek számítási igénye a lehető legkisebb (vagyis a cellák a lehető legnagyobbak), azonban az absztrakció nem megy a számítás pontosságának rovására.

A fent említett szigorú kritériumok hosszadalmas és aprólékos munkává tették a háló elkészítését. Végeredményben a vizsgált $6,4 \text{ km}^2$ -es területet 1066×176 (187616) cellával diszkrétizáltam, mely $34,1 \text{ m}^2$ -es ($5,8 \text{ m} \times 5,8 \text{ m}$) átlagos cellaméretet jelent.

Magassági értelemben a rácshálót változó számú cellára (max 20) osztottuk fel az adott pontbeli vízmélység függvényében a modell segítségével. A rácsháló függőleges értelemben tehát nem-struktúrált.

Az rácspontok magassági koordinátáit két forrásból származtattam. A főmederre 2013 nyarán végeztünk ADCP méréseket, ezek alapján akkor megfelelő pontosságú medermodellt tudtunk előállítani (Fleit, 2013), így jelenlegi dolgozatban is a tavalyi mérések alapján háromszög elemekből álló rácshálóra való lineáris interpolációval létrehozott felületet alkalmaztam. A hullámtér digitális terepmodelljét, valamint a főmeder felsőbb szakaszát (ahova már nem voltak méréseink) FŐMI térképek alapján építettem fel. A vizsgálati terület terepmodelljét, és a fedettségi viszonyokat a **2. ábrán** mutatom be.

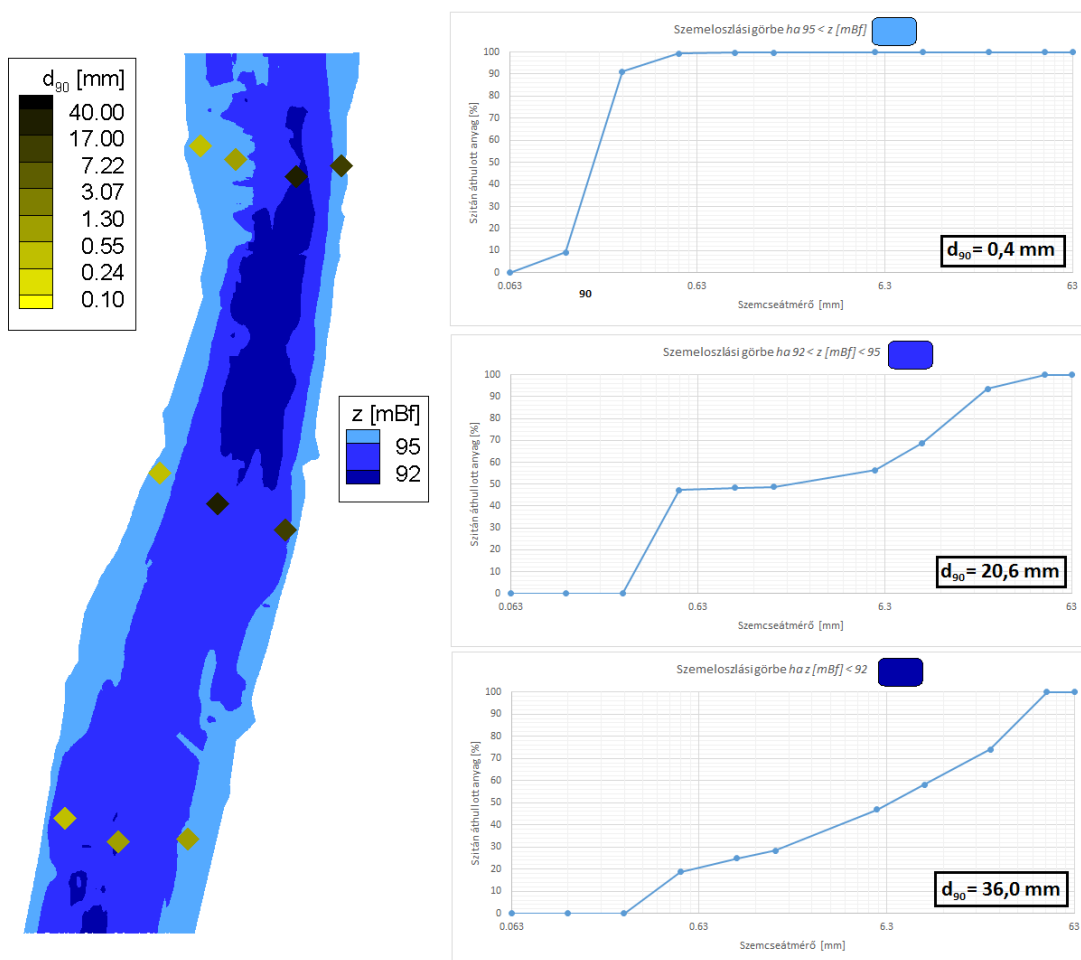


2. ábra – A vizsgálati terület terepmodellje és a fedettségi viszonyai

Az SMS-ben való munkavégzést követően exportáltam az elkészült 2D rácsháló adatait a szoftverből és azokat a numerikus megoldó által kezelhető formátumra alakítottam. Ezt követően, a magassági viszonyok figyelembe vételével a numerikus modell létrehozta az egyes vízszintes cellákhoz tartozó függőleges felosztást is, így rendelkezésünkre állt a teljes 3D számítási rácsháló.

4.2.2 Érdességi viszonyok

A modell számára definiálni kell minden cella jellemző érdességét. A *beépített területek*, *szántók/legelők* és *kőszórások* érdességi viszonyait szakirodalmi ajánlások alapján vettük fel. A főmeder (víz) anyagának lehető legpontosabb leképzéséhez egy 2014. szeptember 24-ei mérési kampány keretein belül mederanyag mintavételeket is végeztünk. Három keresztszelvényben összesen 10 mintát vettünk, hogy képet kapjunk a meder anyagának helyszínrajzi eloszlásáról a vizsgálati területen. A BME Építőanyagok és Mérnökgeológia Tanszékének laboratóriumában történő égetést majd szitálást követően meghatároztam a minták szemeloszlási görbéit. A görbékről leolvastam azt a szemcseátmérőt, aminél az anyag 90%-a finomabb frakciójú (d_{90}), ugyanis ezzel a paraméterrel jól becsülhető a meder érdessége ($k_s = 3 \cdot d_{90}$). A mintavételek helyén végzett GPS mérések alapján a d_{90} értékeket a georeferált medertérképen jelenítettük meg (**3. ábra**). A különböző mélységű (tengerszint feletti magasságú) területeken más-más szemeloszlású mederanyagot véltünk felfedezni. Megfigyeléseink alapján a főmedret három intervallumra osztottuk és az egyes cellák érdességeit ezen intervallumokba való tartozásuk alapján építettük be a numerikus modellbe.

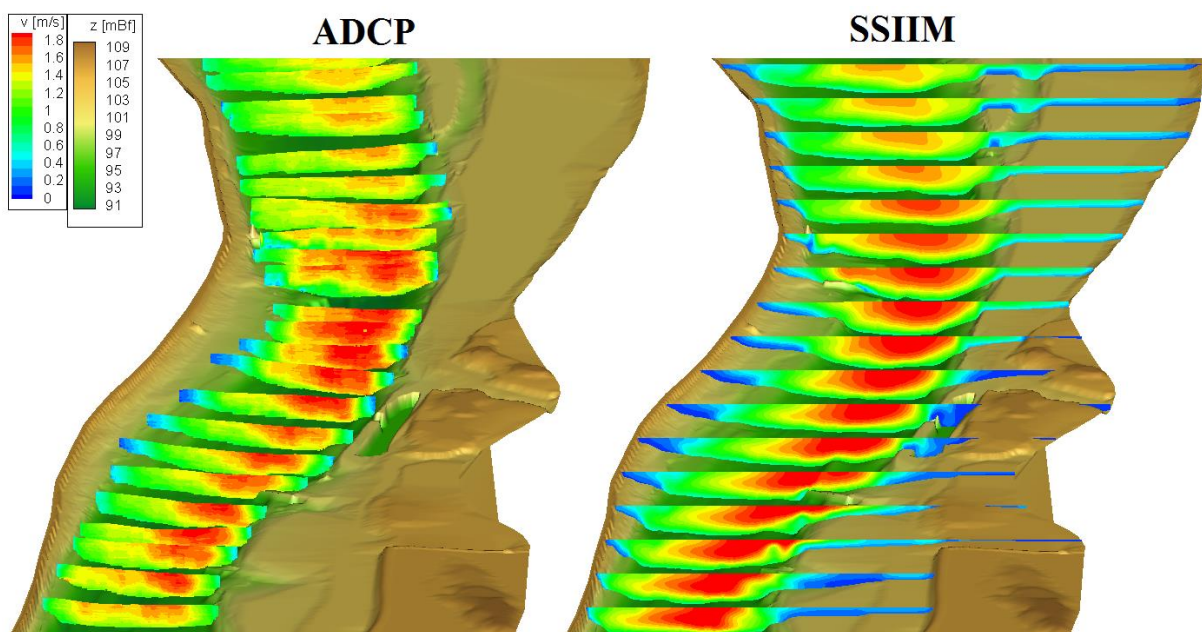


3. ábra – A meder különböző mélységeire alkalmazott szemeloszlások és d_{90} értékek

A fákkal (*sűrű erdő*; *ritka erdő*) borított területek érdességi viszonyainak leírására a modell egy sajátos, beépített modulját alkalmaztuk. Az érintett cellák indexei mellett definiálni kellett az egy négyzetméterre eső fák számát, valamint a fák törzsének átlagos átmérőjét. Ezzel a megoldással a modell függőleges tengelyű hengerekkel képzeli le a fákat, és így számítja a hidraulikai ellenállást. Lehetőség van függőleges értelemben változó átmérőket megadni, így más értékekkel jellemezhető a növényzet áramlásra gyakorolt hatása a különböző magassági zónákban (pl. sűrű aljnövényzet, bokrok, lombkoronák figyelembevétele). A *sűrű erdő* esetén 50 cm-es átmérőjű fákat építettünk be 25 m²-enként, míg a ritka erdős területre 225 m²-enként került egy fa azonos átmérővel.

4.3 Modell igazolása

Háromdimenziós esetben, a modell igazolását pl. a keresztmetszvény menti sebességeloszlások összehasonlításával lehet elvégezni. A 2013-as dunai árvíz idején részletes ADCP méréseket végeztünk a teljes vizsgálati szakaszra, így a modellt első körben erre az állapotra futtattuk le a validáció céljából. A **4. ábra** bal oldalán a mozgó hajós ADCP mérések során rögzített sebességeloszlások, jobb oldalán a numerikus modellel számított eredmények láthatók (az áramlás fentről lefelé történik). Míg a mérések során csak a főmedret volt lehetőségünk felmérni, a számítógépes szimulációk esetén a teljes hullámtér is beépítésre került, így még átfogóbb képet kaphatunk a térség áramlástanai jellegéről. Ennek megfelelően az összehasonlításnál csak a főmedri viszonyok veendőek figyelembe. Az eredmények az árvíz tetőző állapotát írják le, a vízhozam 6570 m³s⁻¹, a maximális áramlási sebességek a 2 ms⁻¹-ot is megközelítik, azonban a szemléletesség céljából a skála maximumát nem ehhez igazítottuk.

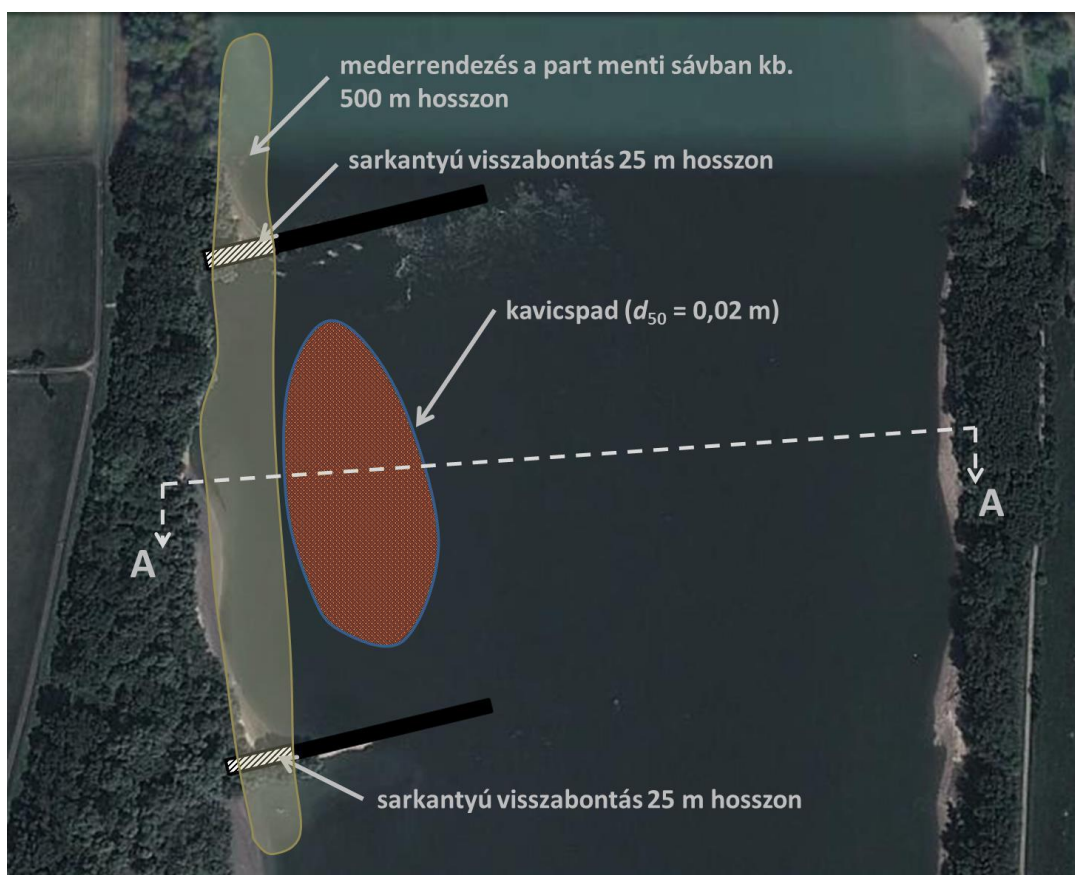


4. ábra – Mért (jobbra) és számított (balra) keresztmetszvény menti sebességeloszlások

A számítógépes modell láthatóan jól reprodukálja a sebességnagyságokat az árvízi eseményre. A folyószabályozási művek hatását jól tükrözik az eredmények, a nagysebességű zónák bal part felé történő eltolódása szemmel látható, annak ellenére, hogy ennél az állapotnál a folyó már meghágja a műveket, így a terelő hatás mérsékeltebben jelenik csak meg.

4.4 A tervezett beavatkozások ismertetése és modellbe való beépítése

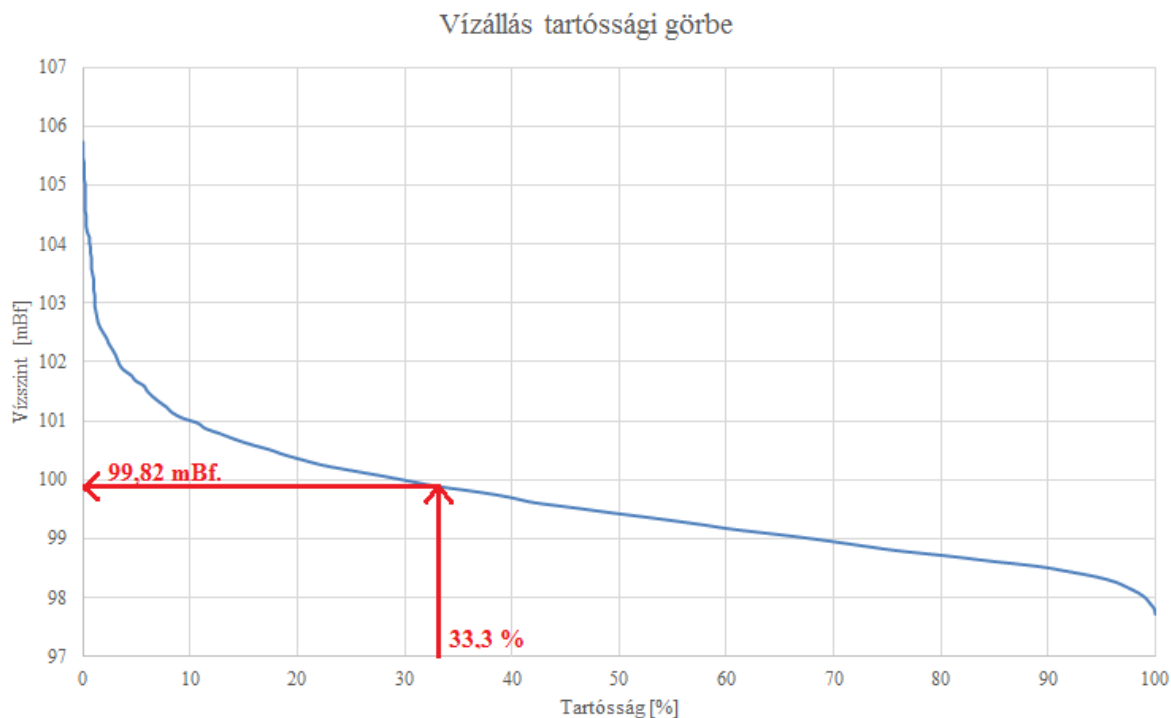
Ahogy azt korábban említettem, a vizsgálati területen található két sarkantyúpár környezetében összesen három különböző beavatkozást terveznek. A felvízi művek esetén a középvízi partvonalától a folyó közepe felé 25 méter hosszban átvágnák, valamint ugyanebben a sávban a művek alatt, felett és között feltöltődött meder mélyítését is elvégeznék. Ezen túlmenően a művek közt kialakítanának egy homogén 2 cm-es átmérőjű kavicsokból álló kavicspadot, melynek lankás rézsúai a térségben jellemző halfajok preferált ivóhelyeül szolgálhatnának, valamint védettséget jelentene a hajók keltette hullámok elsodró hatásával szemben (5. ábra).



5. ábra – A felvízi műveknél tervezett beavatkozások /VIT, 2014/

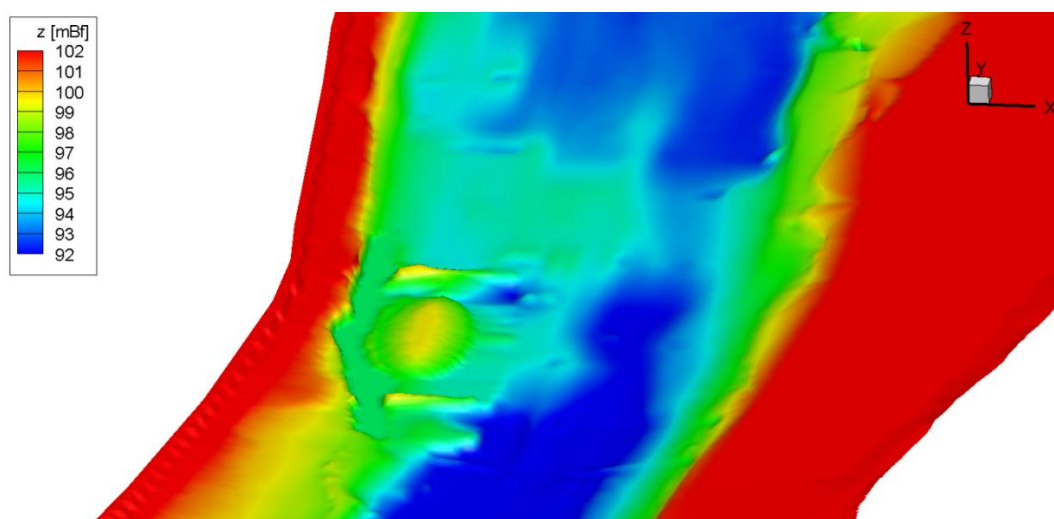
A kavicspad koronaszintjét úgy választottuk meg, hogy a mesterséges szigetnek legyen száraz rész az év kb. kétharmadában, vagy másképpen, az év egyharmadában teljesen víz alatt legyen. Ennek a vízszinteknek a megválasztásához a térséghez legközelebb eső, váci

folyószelvényhez (1679,5 fkm) tartozó vízmércéhez meghatározott vízállás tartóssági görbét használtuk fel (6. ábra)



6. ábra – A Duna váci szelvényének vízállás tartóssági görbéje

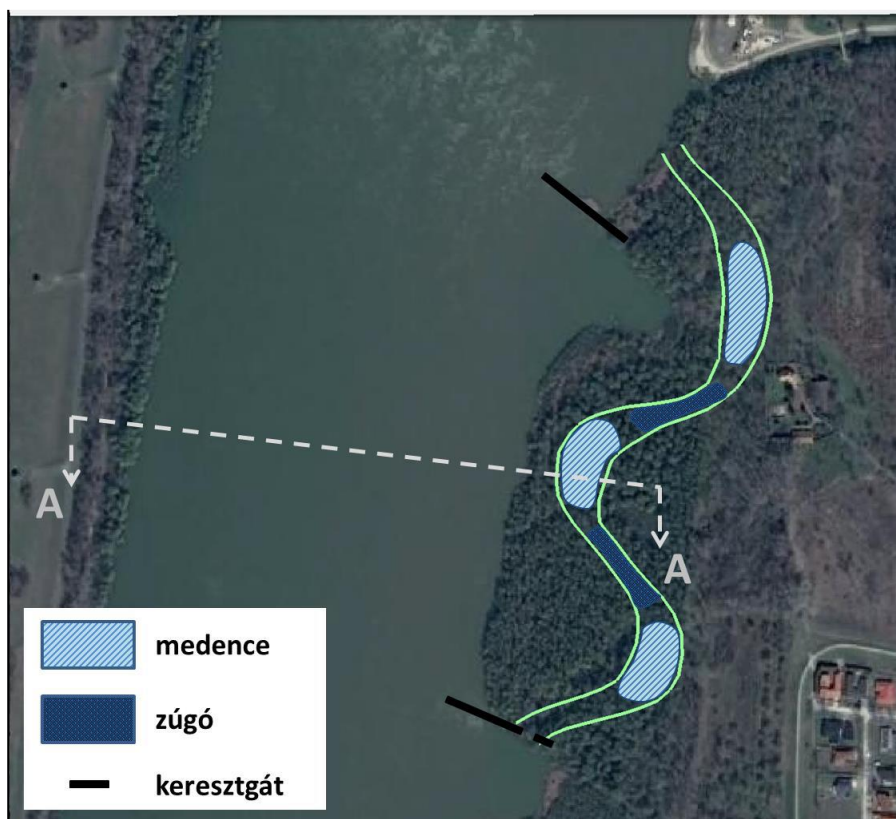
A fenti ábra alapján meghatározott 33,3 %-os tartóssághoz tartozó 99,82 mBf szint azonban a váci szelvényre jellemző, így a Duna vizsgált szakaszon jellemző esésének figyelembevételével meghatároztuk a 1675 fkm-hez tartozó vízszintet, mely 99,6 mBf-re adódott. Azon túlmenően, hogy a kavicspadot geometriai értelemben beépítettük a modellbe, az ottani mederellenállás paraméterezésénél is figyelembe vettük, a jellemző szemcsemérete alapján, a korábban bemutatottak alapján ($d_{90} = 20 \text{ mm} \rightarrow k_s = 0,06$). A kotrás, a művek átvágása és a kavicspad digitális terepmodellbe való beépítése a 7. ábrán látható.



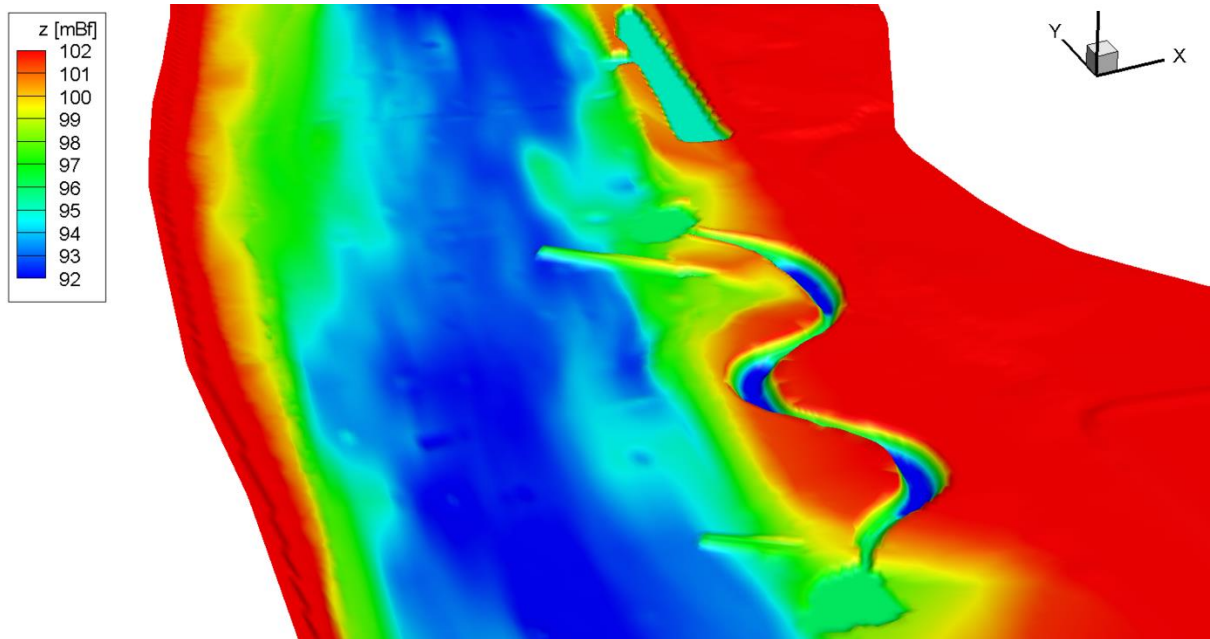
7. ábra – A felvízi művek környezetében tervezett beavatkozások terepmodellbe való beépítése (a skála a 102 mBf feletti magasságok között nem tesz különbséget, így jobban kirajzolódik a beavatkozás)

A vizsgált Duna-szakasz déli részén található sarkantyúpár környezetében a korábban említett mellékág kialakításának lehetőségét vizsgáltuk (**8. ábra**). A mellékág hossza 800 m, átlagos szélessége 25 m. A mellékág helyszínrajzi vonalvezetésének tervezésekor igyekeztünk a természetes vízfolyások jellegét felvevő, meanderező nyomvonal kialakítására. A mellékág keresztszelvényi értelemben trapéz kialakítású, 1:3-1:5 közötti rézsűhajlással.

Hossz-szelvényi értelemben egymást követő medence-zúgó (pool-riffle) szakaszok követik egymást, mely a szakirodalomban gyakran említett és ajánlott élőhely típus amit előszeretettel használnak revitalizációs/rehabilitációs munkák esetén. A medencék esetén átlagosan 92 mBf-i, a zúgók esetén 96 mBf-i mederszinteket vettünk fel. Ezek a mederszintek kisvízes állapotban is ~1 méteres vízszintet biztosítanak a teljes szakaszra. A medence típusú szakaszokat az íves részeken, a zúgó típusúakat az inflexiók szakaszokon alakítottuk ki, itt is a követve a kisvízfolyások természetes kialakuló mélységviszonyait. A medence típusú szakaszon a mederanyagot a helyi homokos-kavics alkotja, a zúgós szakaszokon pedig folyami görgeteg kerül elhelyezésre. A mellékág torkolati szelvénye az alsó sarkantyú tövében kerül kialakításra, a sarkantyú 10 m hosszún való átvágásával. A keresztgát koronaszintjét ezen a szakaszon 102 mBf-i szintre emeljük fel.

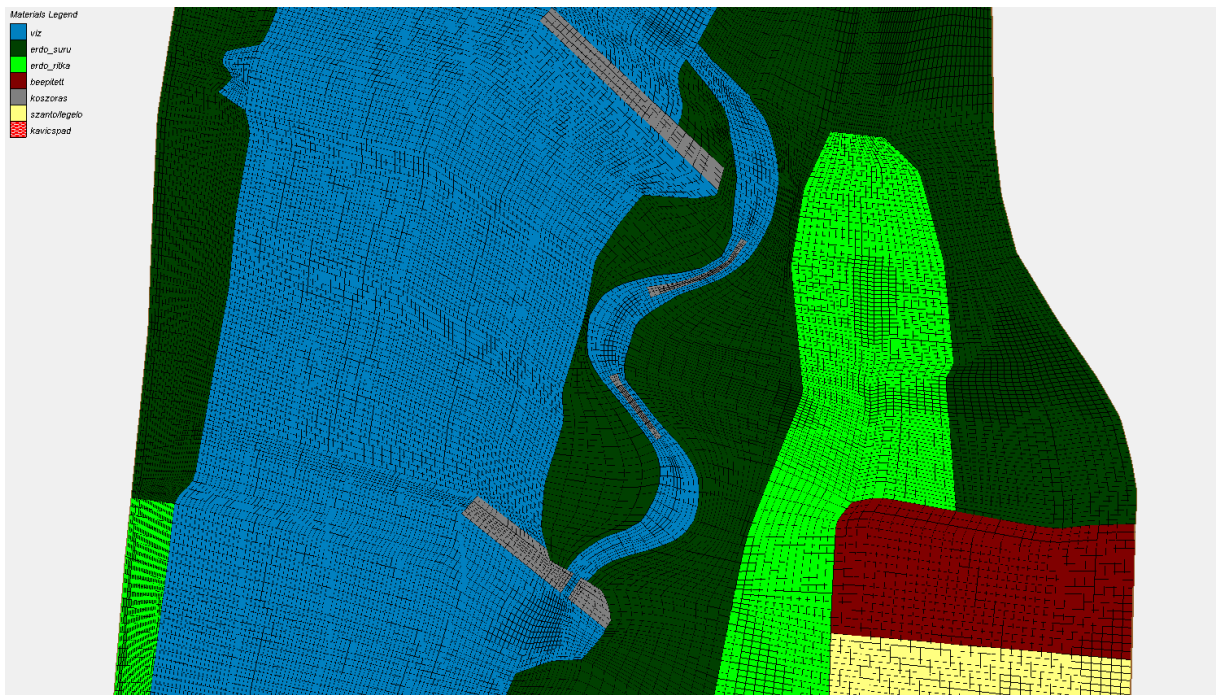


8. ábra – Az alvízi művek környezetében kialakítandó mellékág /VIT, 2014/



9. ábra – Az alvízi művek környezetében tervezett mellékág terepmmodellbe való beépítése (a skála a 102 mBf feletti magasságok között nem tesz különbséget, így jobban kirajzolódik a beavatkozás)

A mellékág kialakítása esetén nemcsak a terepmmodell átalakítására volt szükség, a rácshálót is módosítani kellett manuálisan, hogy az ott kialakuló áramlás megfelelő leírása/számítása lehetséges legyen a modellel (10. ábra).



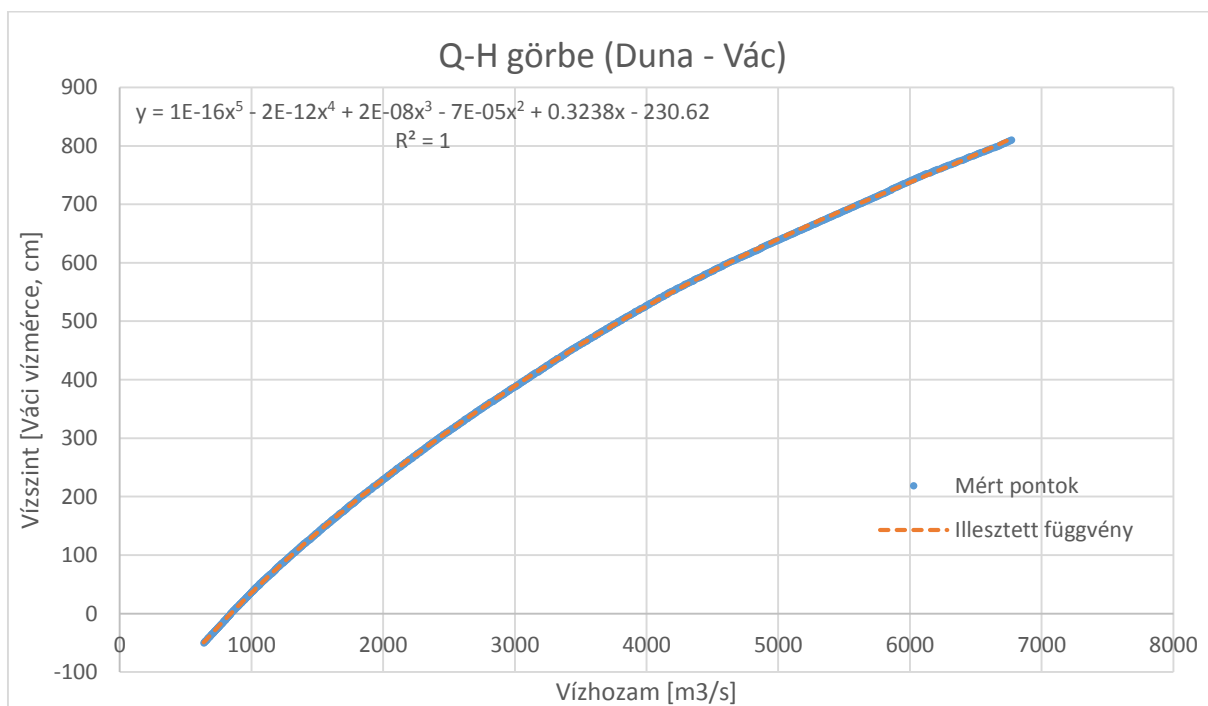
10. ábra – A mellékág helyes beépítéséhez szükséges módosított rácsháló

5 A beavatkozások hatásának vizsgálata élőhely szempontból

5.1 Tartóssági viszonyok vizsgálata

Elvégeztük a beavatkozások hatásának tartóssági szempontú vizsgálatát. Megvizsgáltuk, hogy a jelenlegi, valamint a beavatkozások utáni állapot esetén, hogyan változik az abiotikus

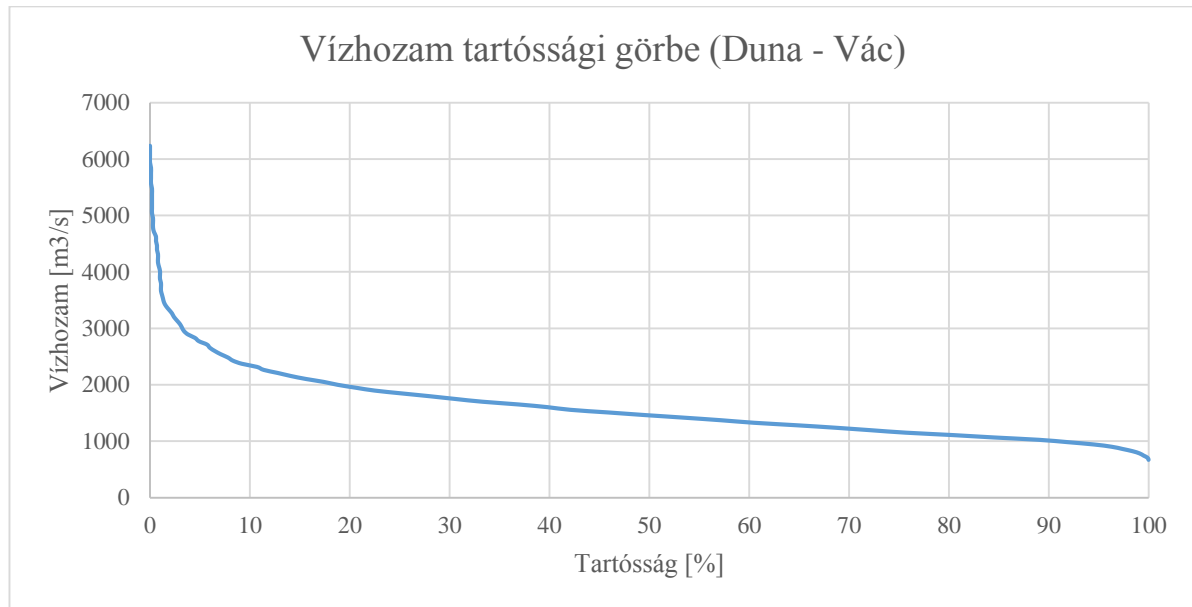
paraméterek területi eloszlása a teljes vízjárás mentén. Ehhez nemparmenens szimulációkat végeztünk a modellel. Egy olyan apadást szimuláltunk a vizsgált szakaszra, mely a 2013-as Dunai nagy árvíz tetőző állapotával kezdődik, majd végső állapotnak a valaha mért legkisebb (LKV) vízszinthez tartozó vízhozamot adtuk meg. A 2013-as árvíz esetén a vízszintek változása az idő mentén közel lineárisnak tekinthetően alakult. Meghatároztuk, hogy ezzel az apadási sebességgel mennyi idő alatt érne el a Duna váci szelvényében az LKV-t, ami 16,5 napra adódott. A modellben az időlépést 30 percben definiáltuk, így összesen 792 időlépéssel jártuk be a teljes vízállás spektrumot. Az eredményeket 6 óránként írtuk ki a programmal, így a különböző abiotikus paraméterek eloszlását 67 (66 + a kezdeti állapot) eltérő állapot esetére kézhez kaptuk, így lehetőségünk nyílt az élőhelyes vizsgálatok tartóssági szempontú vizsgálatára, ugyanis ezt a terepi mérési eredmények alapján nem állt módunkban elvégezni. A nempermanens szimulációkat azonos beállítások mellett lefutattuk a jelenlegi és a módosított változatra is, így a beavatkozások hatásának vizsgálata is lehetővé vált. Az élőhelyek tartóssági szempontú vizsgálatához a vízhozamot vettük alapul, mivel egy ismert folyó(szakasz) esetén ez önmagában is több információval bír, mint egy vízállás adat, ami ráadásul csak az adott vízmérce esetén egyértelmű. Mivel a vízállás tartóssági görbe nem állt rendelkezésünkre, a vízállás tartóssági görbe (**6. ábra**) és a váci szelvényben mért vízállás-vízhozam párok (**11. ábra**) alapján állítottam azt elő.



11. ábra – A Duna váci szelvényére előállított Q-H görbe

A rendelkezésre álló vízállás-vízhozam pontokra MS Excel segítségével egy negyedfokú görbét illesztettem, mely szinte tökéletesen leírja a paraméterek közti kapcsolatot. A Q-H

görbe egyenletének ismeretében a szintén rendelkezésünkre álló vízállás tartóssági görbe értékeit lehetőségem volt átszámítani vízhozamokra, így előállt a vízhozam tartóssági görbe (12. ábra).



12. ábra – A Duna váci szelvényének vízhozam tartóssági görbéje

A meghatározott vízhozam tartóssági görbe segítségével tehát vizsgálható, hogy a 3D modellbe felvízi peremen beérkező vízhozamok hatására kialakuló abiotikus paraméter eloszlás milyen tartóssággal jellemző a vizsgálati szakaszra.

5.2 Hauer-féle élőhely jellemzés

Az élőhely szempontú vizsgálatokat első lépésben az irodalomkutatásban már bemutatott Hauer-féle élőhely jellemzéssel (Mesohabitat Evaluation Model - MEM) végeztük (Hauer et al., 2008). Az élőhely kategóriák osztályozása három bemeneti adat alapján történik, melyek a következők: mélységátlagolt sebesség, vízmélység és fenék-csúsztatófeszültség. Ezek a változók, különböző intervallumokba való tartozásuk alapján más-más numerikus kódot (NC) kapnak, az 1. táblázatban megfogalmazottak alapján.

1. táblázat – Az input paraméterek osztályozása

Sebesség		Vízmélység		Fenékcsúsztató feszültség	
v [ms ⁻¹]	NC _(v)	d [m]	NC _(d)	τ [Nm ⁻²]	NC _(τ)
0.00 - 0.10	1	0.00 - 0.40	5	0.00 - 2.00	0
0.10 - 0.25	2	0.40 - 0.80	4	2.00 - 20	1
0.25 - 0.40	3	0.80 - 1.20	3	> 20	2
0.40 - 0.75	4	1.20 - 1.50	2		
> 0.75	5	> 1.50	1		

Az így meghatározott numerikus kódok ismeretében képezhető az élőhely index (Mesohabitat Index – MH) a következő összefüggéssel:



$$MH = (NC_d + NC_v) \cdot NC_\tau$$

A képlet eredményeként kapott MH értékével elvégezhető az élőhely típusokba való besorolás. A módszer hat különböző mesohabitatot különböztet meg: medence (pool), áramló szakasz (run), gyors áramlású szakasz (fast run), zúgó (riffle), sekély víz (shallow water), valamint beduzzasztott víz (backwater). Hauer későbbi ajánlása alapján a 'run' osztályt további két osztályra bontottuk a vízmélységek alapján. Az egyes MH értékekhez tartozó élőhely típusokat a **2. táblázat** ismerteti.

2. táblázat – Élőhely jellemzés az MH alapján

MH	Élőhely típus
2-4	medence
5-9	<i>Vízmélység < 1,0 - sekély áramló</i> <i>Vízmélység > 1,0 - mély áramló</i>
10-18	gyors áramlású szakasz
20	zúgó
0	<i>Vízmélység < 0,40 - sekély víz</i> <i>Vízmélység > 0,40 - beduzzasztott víz</i>

A három szükséges input paraméter mezőszerű eloszlásai rendelkezésünkre álltak a nempermanens numerikus vizsgálatok eredményeiként, a teljes vízhozam spektrum 67 diszkrét pontjában. Az eredmények megjelenítését az esetek döntő többségében a Tecplot nevű szoftverben végeztük. A Hauer-féle élőhely vizsgálat elvégzésére egy Tecplot makrót írtunk, amivel a jelenlegi és a beavatkozások utáni állapot 67-67 eredménymezőjének összes celláját kiértékeljük. Ilyen vizsgálatokat végeztünk már korábban is, célirányos terepi mérések eredményeit felhasználva (Fleit, 2013), jelen dolgozatban azonban az élőhely típusok mezőszerű eloszlásán túlmenően, az egyes osztályok tartóssági szempontú vizsgálatát irányoztuk meg.

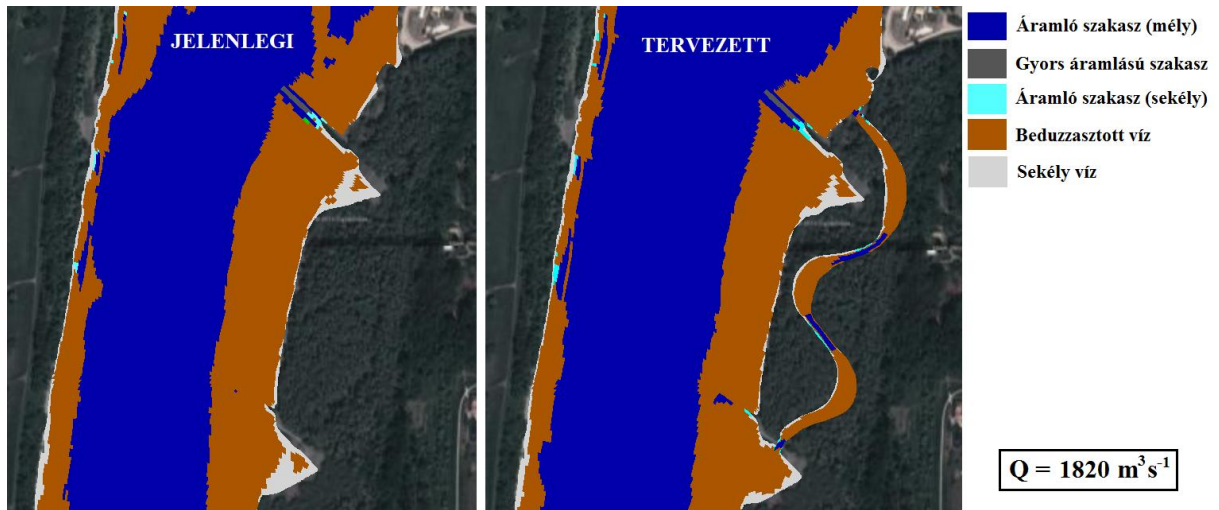
A Hauer-féle élőhely osztályozással a teljes vizsgálati területre előállítottuk az élőhely osztályokat tartalmazó eredménymezőket a jelenlegi és a beavatkozások utáni állapotra. A beavatkozásokkal érintett területek nagysága a teljes vizsgálati területhez képest meglehetősen kicsi, ezért a beavatkozások hatását csak a két – korábban részletesen bemutatott – sarkantyúpár környezetében vizsgáltuk (**13. ábra**).



13. ábra – A élőhelyes vizsgálatok összehasonlítására kijelölt két érintett terület

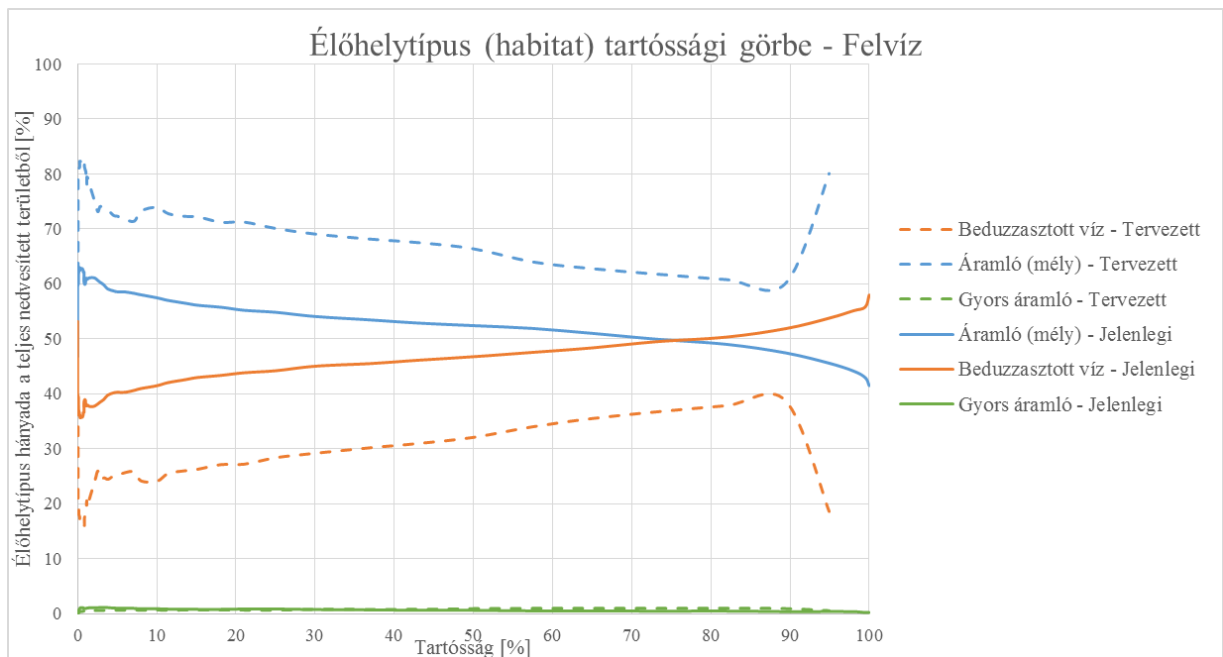
A Hauer-féle élőhely osztályok fent látható területeken való eloszlását vizsgáltuk tehát a jelenlegi és a tervezett állapotra úgy, hogy figyelembe vettük a különböző állapotokat előidéző vízhozamok tartósságát is. A modell futtatások során lineárisan növeltük a felső peremszelvénybe érkező vízhozam nagyságát egészen a $LKQ = 650 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ -től, $LNQ = 6570 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ -ig. Itt meg kell jegyezni, hogy a beavatkozások hatásának vizsgálatakor, kisvízi állapotban a modell instabillá vált, így a 67 vízhozam szintből a 3 legkisebbhez tartozó állapotot nem tudtuk vizsgálni. A **12. ábrán** bemutatott vízhozam tartóssági görbe alapján minden lépéshez tartozó vízhozam tartósságát meghatároztam, így a kialakuló mezohabitat eloszlások is vizsgálhatóvá váltak tartóssági szempontból.

A **14. ábrán** bemutatom a déli sarkantyúk környezetét leíró élőhely típus mezőt, a szemléletesség kedvéért. Az élőhely tartóssági ábrák (**15. és 16. ábrák**) függőleges tengelyén minden esetben az adott élőhely típussal jellemezhető terület százalékos arányát tüntettem fel a teljes nedvesített területhez képest. Ebből következik, hogy az ábrák az egyes habitatok egymáshoz viszonyított arányának változását illusztrálják, a növekvő vízhozamok következtében elárasztás alá került területek hatására bővülő élőhelyek mértékét nem.

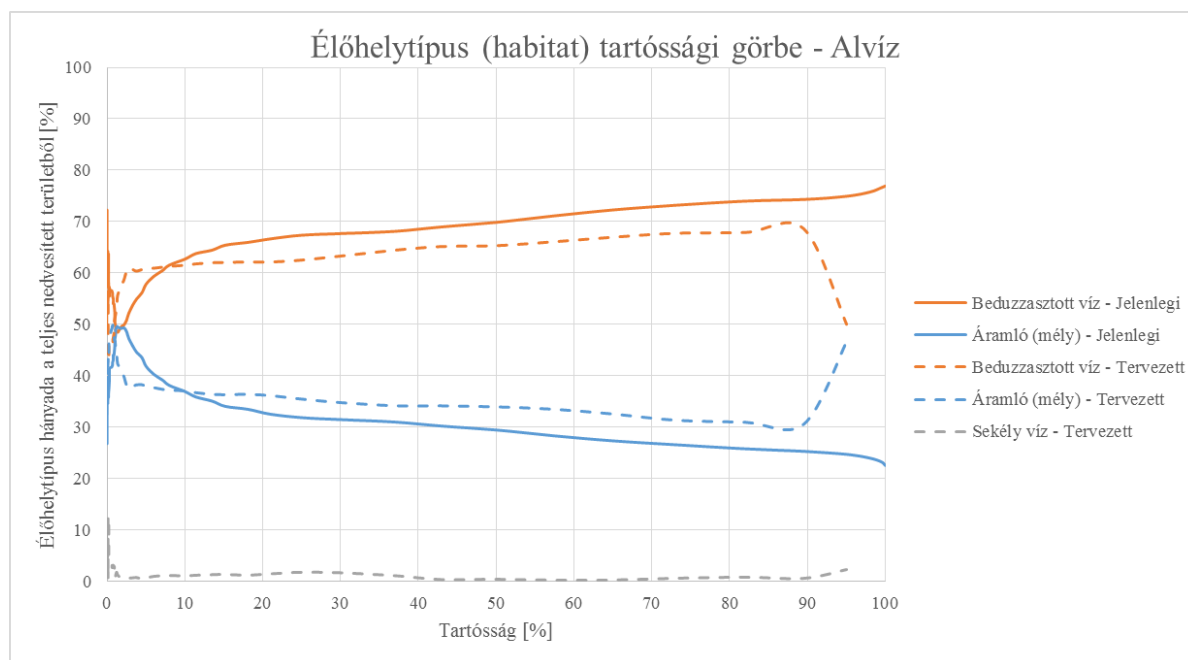


14. ábra – Élőhely osztályok az alvízi sarkantyúk környezetében $Q = 1820 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ esetén

A 14. ábrán egyből szembetűnnek az alkalmazott élőhely modell korlátai. Jól látható, hogy a vizsgált területet döntő részt a *mély áramló szakasz*, valamint a *beduzzasztott víz* alkotja. Ha alaposan megnézzük az egyes osztályokat lehatároló paraméter intervallumokat, akkor a Duna esetén nem meglepő, hogy a MEM által leírható hét osztályból mindössze kettő tud érvényesülni. A hatás főleg a – kisebb folyókhoz mérten – nagy vízmélységek, valamint kis fenék-csúsztatófeszültségeknek tudható be. Kisebb, hevesebb vízfolyások esetén vélhetően változatosabb karakterisztikát figyelhetnénk meg. Fontos tehát kiemelni, hogy ugyan láttuk a vizsgált Duna-szakasz áramlási szempontú komplexitását, a MEM-el leírható élőhelyek tekintetében mégis egyszerű mintázatot kapunk.



15. ábra – Élőhely típusok eloszlásának megváltozása a beavatkozások hatására (felvízi sarkantyúk környezete)



16. ábra – Élőhely típusok eloszlásának megváltozása a beavatkozások hatására (alvízi sarkantyúk környezet)

A fenti ábrákon a beavatkozások hatására megváltozó élőhely típus arányokat tüntettük fel a tartósságok figyelembevételével. A felvízi műveknél az egyébként közel kiegyensúlyozott arány némileg eltolódott, az *áramló szakasz* döntő többségbe került a beduzzasztottal szemben, ez azonban a beavatkozások jellegéből adódik. Egyrészt átvágtuk a művek partközeli szakaszát, ezzel intenzívebbé tettük a limányban az áramlást, másrészt a beépített kavicspad hatására szárazra kerülnek olyan területek, melyek korábban a művek közötti áramlási holtterben *beduzzasztott vízként* voltak definiálhatók. A *gyors áramlású* szakasz a legészakabbi sarkantyú közvetlen környezetében, annak víz alatt lévő részén alakul ki az intenzív átbukások hatására. Ennek aránya minimálisan változott a tervezett állapotban.

Az alvízi művek esetén nagyobb beavatkozásokat építettünk a modellbe, egy mellékág került kialakításra, mellyel – az év jelentős részében – növeltük a vízfelület nagyságát. A mezohabitatok területi eloszlása azonban nem mutatott jelentős különbségeket. Az északi beavatkozásokkal szemben itt csökkent az egyes élőhely osztályok arányai közt fellépő különbség, valamint kis területarányon ugyan, de megjelent a *sekély víz* is.

A fenti eredmények alapján összességében elmondható, hogy a Hauer-féle élőhely jellemzés alapján nem alakultak ki a várt új élőhely típusok, mindazonáltal élünk a gyanúval, hogy a módszer nem adaptálható hiánytalanul Duna méretű folyóra a nagy vízmélységek és kis csúsztatófeszültségek miatt. A MEM alkalmazásának fő célja a metodika bemutatása és a témában történő hazai kutatások/fejlesztések számára való iránymutatás volt.

5.4 A *Sander Vitreus* (süllőfaj) élőhely megfeleléségi vizsgálata

Az előző fejezetben ismertetett eljárás konkrét halfajokra való alkalmazásának irodalmi hiányosságai miatt más módszert kerestünk, hogy egy minta-alkalmazás keretében megvizsgáljuk egy konkrét halfaj élőhely megfeleléségét a Sződligeti Duna-szakaszon, egyúttal vizsgáljuk a beavatkozások hatását. Ez egy amerikai tanulmány alapján történt (*Aadland és Kuitunen, 2006*), melyben Minnesota-i folyókon végzett mérések alapján definiáltak nagyszámú halfajra élőhely-megfeleléségi indexeket (Suitability Index – *SI*), a vízmélység, az áramlási sebesség, valamint a mederanyag függvényében. Jelen tanulmányban a *Sander vitreus* (Walleye) (**17. ábra**) nevű halfajra megadott paraméterek alapján végeztem el a Sződligeti Duna jellemzését. Természetesen a legcélszerűbb választás egy olyan halfaj lett volna, mely a vizsgált területen is jelen van, de sajnálatos módon, ilyen faj leírására nem került sor az amerikai tanulmányban. A *Sander vitreus* azonban egy süllőfaj, így élünk azzal a feltevéssel, hogy hasonló szokásokkal bír ez a faj, mint a térségben kecés mintavevővel fogott másik két süllőfaj, a *Sander lucioperca* (Fogassüllő) valamint a *Sander volgensis* (Kössüllő) (*Szalóky et al., 2008*).

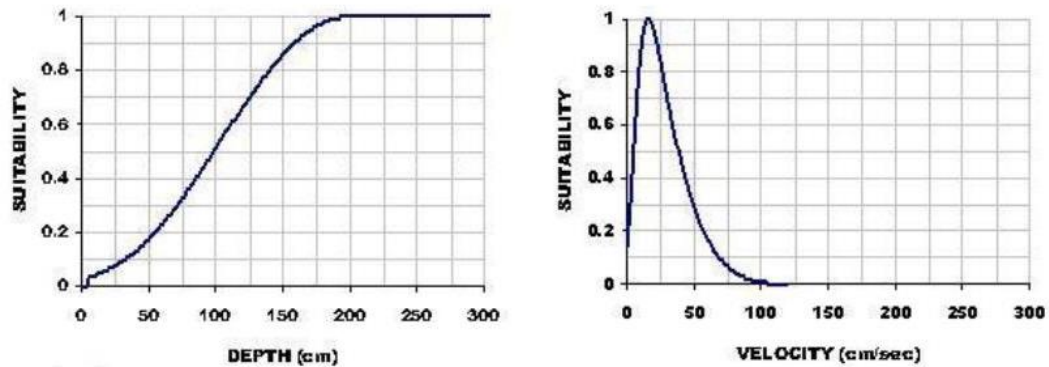


17. ábra – *Sander vitreus* (Walleye)

Nem pusztán önmagára a halfajra, de annak négy különböző életciklusaira (felnőtt; fiatal; ivadék; ikra (ívóhely)) is leírásra kerültek a megfeleléségi indexek a korábban említett paraméterek alapján. Jelen tanulmányban én a felnőtt süllőre számított megfeleléseket fogom bemutatni és vizsgálni, ugyanis a Hauer-féle élőhely jellemzéshez hasonlóan itt is főleg egy mintaalkalmazás bemutatása a cél.

A felnőtt süllő élőhely preferenciáit a **18. ábra** mutatja be. Csak vízmélység és a mélységátlagolt áramlási sebesség alapján történő indexelést mutatom be, ugyanis a mederanyag eloszlásáról nincs kellő sűrűségű és pontosságú adatunk a vizsgálati területre.

Walleye - felnőtt



18. ábra – *A Sander vitreus élőhely preferenciái a vízmélység (balra) és a mélységátlagolt áramlási sebesség (jobbra) alapján*

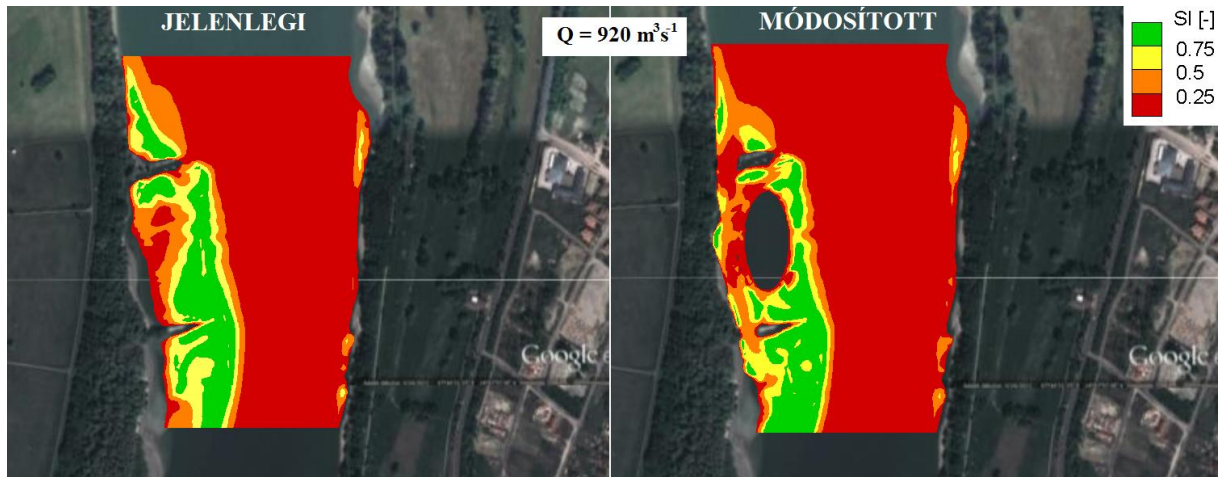
Az amerikai tanulmányban ezek a kapcsolatok függvényszerűen is le voltak írva, így a numerikus modell által számított eredmények alapján az egyes cellák kiértékelését elvégezhetjük egy újabb Tecplot makró megírásával. A képletek a következők:

$$SI_{depth} = (((2641.492-D)/(2641.492-202.051))^{25.026}) * 2.718^{((25.026/22.704) * (1 - ((2641.492-D)/(2641.492-202.051))^{22.704}))}$$

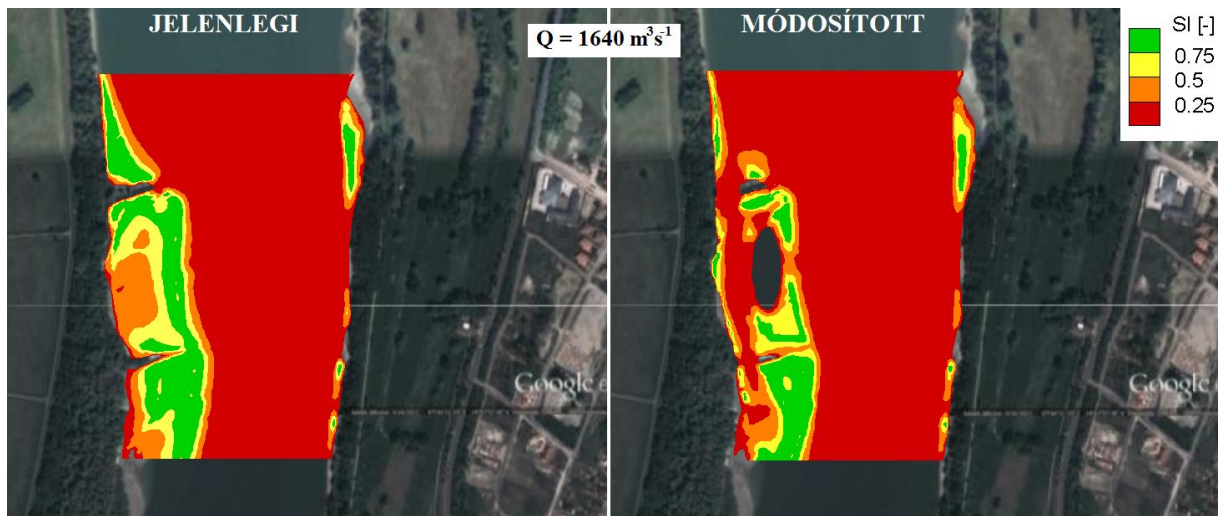
$$SI_{velocity} = (((150-V)/(150-16.151))^{5.107}) * 2.718^{((5.107/21.512) * (1 - ((150-V)/(150-16.151))^{21.512}))}$$

ahol SI_{depth} a mélység alapján meghatározott élőhely megfelelés; $SI_{velocity}$ a mélységátlagolt áramlási sebesség alapján meghatározott élőhely megfelelési; V a mélységátlagolt áramlási sebesség cm/s-ban és D a vízmélység cm-ben. A fenti képletek azonban csak az ábrázolt szakaszt írják le a **18. ábrán** látható függvényeknek, így például 300 cm-es vízmélység felett matematikailag értelmetlen összefüggéshez jutunk, vagy értelmezhetetlen eredményhez. Ezt a kellemetlen jelenséget a Tecplot makró megírásakor megfelelő 'ha' feltételek megadásával tudtuk kiküszöbölni.

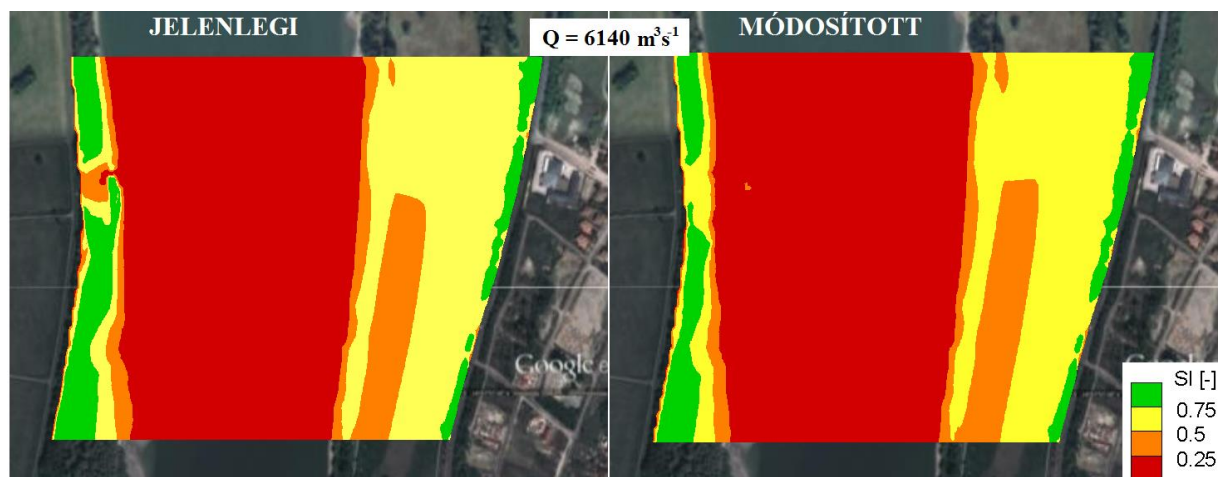
A jelenlegi és a beavatkozások utáni állapotra is minden vízhozamhoz tartozó eredményezőre elvégeztem a cellák ilyenfajta kiértékelését, majd – szakirodalmi ajánlás alapján – a két paraméter SI -jének mértani átlagaként definiáltam az összetett preferenciákat. A számított eredményeket ezután a sarkantyúk környezetében kirajzoltattam egy kis-, egy közép- és egy nagyvízi állapotra (rendre $920 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $1640 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $6140 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) a beavatkozások előtti és utáni állapotra, hogy összevethető legyen a beavatkozások hatása a vizsgált süllőfaj megfeleléségeire vetítve (**19-24. ábrák**). Az ábrák az SI értékek alapján lettek kifestve nulla és egy között, négy intervallumra osztva (ld. jelmagyarázat).



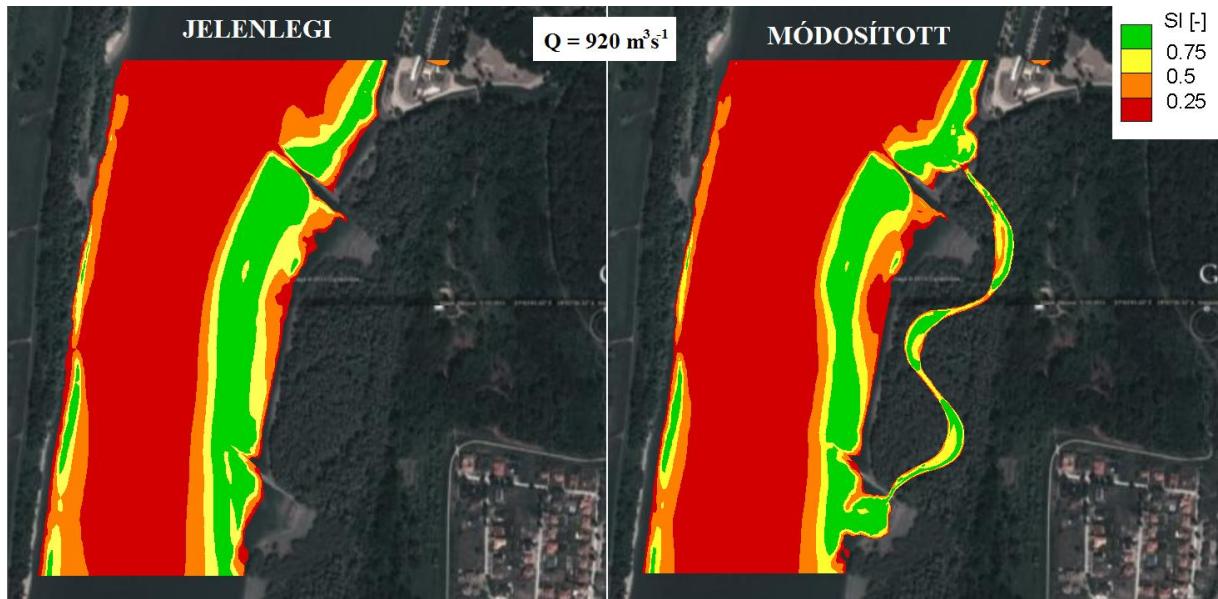
19. ábra – Felvízi műveknél számított megfeleléségi indexek (kisvíz)



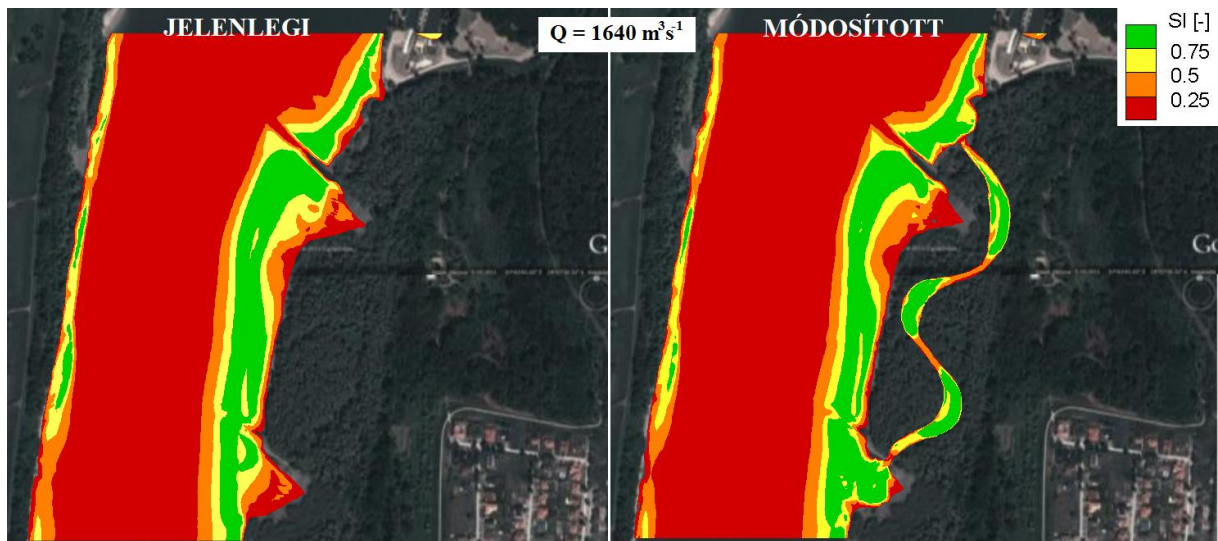
20. ábra – Felvízi műveknél számított megfeleléségi indexek (középvíz)



21. ábra – Felvízi műveknél számított megfeleléségi indexek (nagyvíz)



22. ábra – Alvízi műveknél számított megfeleléségi indexek (kisvíz)



23. ábra – Alvízi műveknél számított megfeleléségi indexek (középvíz)

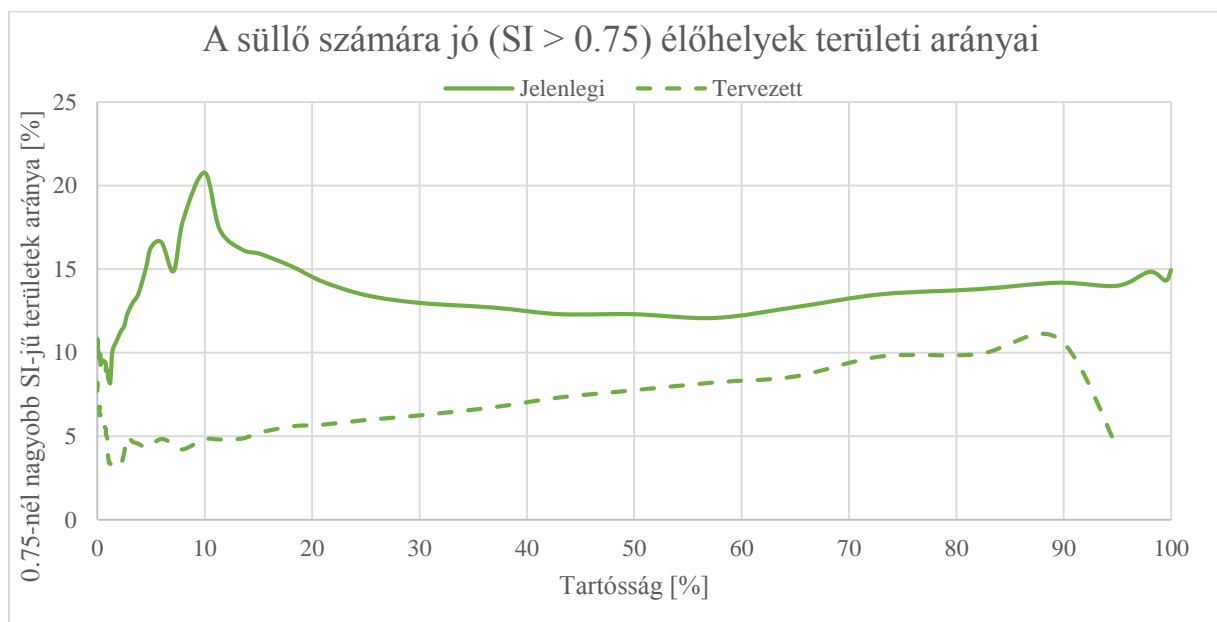


24. ábra – Alvízi műveknél számított megfeleléségi indexek (nagyvíz)

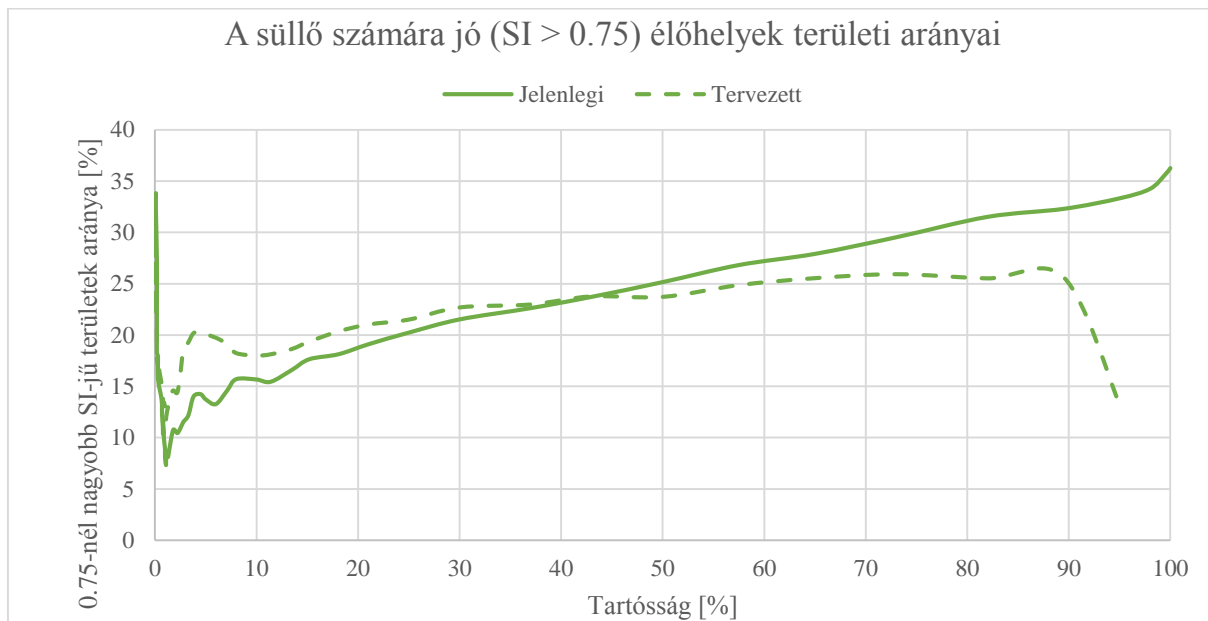
A fenti ábrák segítségével képet kaphatunk arról, hogy alakulnak a süllő SI értékei különböző vízjárások esetén. A felvízi beavatkozások hatására a limányban számszerűsített megfelelések csökkentek, melyet a művek átvágása hatására megnövekedő áramlási sebességek okoznak. Ez természetesen nem feltétlenül jelenti azt, hogy a beavatkozásoknak káros hatásai lennének. Az átvágások megtervezése a Duna-Ipoly Nemzeti Park biológus kollégáival való konzultációk eredménye, az ő kifejezett igényük volt a művek közötti intenzív áramlású sáv kialakítása a térségben élő halak preferenciái alapján. Ennél a pontnál máris egyértelművé válik, hogy egy másik kontinensen honos halfaj igényeinek adaptálása hazai viszonyokra egy az egyben nem megengedhető. Ezt a vizsgálatok elején leszögeztük, jelen tanulmány célja az elérhető metódusok illetve azok mérnök oldalról való támogathatóságának bemutatása. Ez a feltételezés a további kijelentések esetén is figyelembe veendő.

A *Sander vitreus*-ról általánosságban elmondható, hogy a litorális zóna enyhébb áramlású területeit kedveli, különös tekintettel a sarkantyúk közti áramlási holttérre. A tervezett mellékág kis- és középvízi állapotban is jó élőhelyet biztosít a süllőnek, főleg a medence jellegű szakaszokon.

A megfelelési indexek alapján is végeztünk tartóssági vizsgálatokat. Arra voltunk kíváncsiak, hogy a beavatkozások hatására milyen mértékben változik a süllő számára jó ($SI > 0,75$) élőhelyek aránya a teljes nedvesített területhez viszonyítva. A fenti ábrákon jól látható, hogy a főmeder jellemzően a leggyengébb megfelelési indexű kategóriába esik, így a MEM-hez hasonlóan itt is csak a **13. ábrán** látható területekre (litorális zóna a művek környezetében) végeztem el ezt az értékelést (**25. és 26. ábra**).



25. ábra – A süllő számára jó ($SI > 0,75$) élőhelyek arányának változása a felvízi beavatkozások hatására



26. ábra – A süllő számára jó ($SI > 0.75$) élőhelyek arányának változása az alvízi beavatkozások hatására

A felvízi grafikon (**25. ábra**) esetén látható, hogy a süllőre vetített megfelelőségek csökkennek a beavatkozások hatására, ennek okát azonban már a mezőszerű eloszlások esetén tárgyaltam. Az alvízi grafikonon (**26. ábra**) az látható, hogy a 40%-os tartósság környékén nincs változás, az alatt a beavatkozások hatására növekszik a jó élőhelyek aránya, fölötté pedig csökken. Az ábrákkal kapcsolatban hangsúlyozni kell, hogy ezek a vizsgált partközeli szakaszok mindenkor nedvesített felületeire vonatkoznak, így például kis- és középvízi állapotban, amikor a tervezett mellékág „jó élőhely többletet” ad a jelenlegi állapothoz képest, az a grafikonokon csak kis mértékben jelenik meg, mivel a mellékág területe még ilyen kis területre leszűkített vizsgálat esetén is igencsak kicsi. Érdeemes megfigyelni továbbá, hogy a **26. ábrán** függőleges tengelye 40%-ig van beskálázva, szemben a felvízi grafikon 25 százalékjával, így az is kijelenthető, hogy a *Sander vitreus* számára a déli művek környezet lenne a kedvező élőhely.

Ilyen jellegű vizsgálatokhoz számos adat/grafikon/függvény található a külföldi szakirodalomban, melyek alapján lehetne további vizsgálatokat végezni, azonban jelen tanulmányban csak egy mintaalkalmazást kívántunk bemutatni, hogy rámutassunk a hazai halfajok ilyen jellegű élőhely választási szokásaival kapcsolatos kutatások hiányára.

6 Összefoglalás

TDK dolgozatomat részletes külföldi szakirodalmi kitekintéssel kezdtem, hogy a hazánkban még gyerekcipőben járó tudományág, az ökohidraulika rendelkezésre álló eredményeit a lehető legtöbb szemszögből, a lényegek kiemelésével bemutathassam. A szerzett ismereteket felhasználva, a szakirodalmi ajánlásokat figyelembe véve részletes terepi mérésekre alapuló, 3D áramlási modellezéssel olyan hidrodinamikai és hidromorfológiai paraméterek mezőszerű



eloszlását állítottam elő, melyek segítségével élőhely szempontú vizsgálatokat tudtam végezni a Duna Sződligeti szakaszára. Az élőhelyek jelenlegi állapotának értékelésén túlmenően a térségben tervezett több élőhelyek javítását célzó beavatkozás hatását is vizsgáltam.

A munka jelentős részét a 3D modellépítés tette ki, melyet az alaptól, a digitális domborzati modell előállításától kezdtem. Az ártér geometriáját FÖMI térképek alapján, míg a medermodellt 2013-as akusztikus Doppler-elvű műszeres mérések alapján építettem fel. A modell validálását a 2013-as dunai nagy árvizekor végzett ADCP mérések alapján végeztem el.

A jelenlegi állapot megfelelő leírását követően a tervezett beavatkozások modellbe való beépítését végeztem el. A felvízi sarkantyúk part közeli szakaszának átvágásával a partközeli áramlások intenzívebbé tételét kívántuk elérni, továbbá a művek közt kialakított kavicspad a hajók keltette hullámoktól védett, preferált ívóhelyet biztosítana a térségre jellemző halfajok számára. Az alvízi sarkantyúk környezetében egy mesterséges mellékág kialakításának lehetőségeit vizsgáltuk. A mellékág helyszínrajzi vonalvezetésének tervezésekor igyekeztünk a természetes vízfolyások jellegét felvevő, meanderező nyomvonal kialakítására.

A beavatkozások utáni állapotra a már validált modellel végeztünk áramlástanai szimulációkat, hogy lehetőségünk legyen a jelenlegi és a tervezett állapotok közötti változások kimutatására az áramlási paraméterek, illetve főleg az azokból származtatott élőhely szempontú vizsgálatok esetén. A dolgozatban két jellegében eltérő élőhelyes vizsgálat mintaalkalmazását mutattam be. Az áramlási sebességek, vízmélységek és fenék-csúsztatófeszültségek alapján egy élőhely osztályozást végeztem el, mellyel hét eltérő habitat jellemezhető. 2008-as kifejlesztése óta ezt a módszert azonban nem követték olyan tanulmányok, melyek az egyes élőhely típusokat halfajokkal hozták volna kapcsolatba, ezért egy más megközelítésből vizsgáltuk az élőhelyeket egy süllőfaj példáján. A vizsgálat megfelelőségi indexek alapján történt, mellyel a vízmélység és a mélységátlagolt áramlási sebesség alapján tudtuk egy 0 és 1 közé eső számmal jellemezni a vizsgált süllőfaj élőhely preferenciáit. Minkét élőhelyes vizsgálatot elvégeztük a jelenlegi és a tervezett állapotra is, a teljes vízhozam spektrumon, így a beavatkozások hatását tartóssági szempontból is vizsgálni tudtuk.

7 Következtetések

A MEM, valamint a megfelelőségi indexekkel való élőhely jellemzés alkalmazása egy hazai Duna szakaszra alátámasztja az abiotikus paraméterekkel való élőhelyleírás megvalósíthatóságát és felhívja a figyelmet a nemzetközi irodalomban már fellelhető halviselkedési vizsgálatok égető szükségességére, a hazai viszonyokra.



Fontos azonban aláhúzni, hogy a folyami élőhelyek hidromorfológiai alapokon nyugvó értékelése csak egy, de fontos elem a számos jellemzés közül. Az áramlási és morfológiai leírók mellett általában további számos fizikai, kémiai, biológiai és egyéb paraméterek határozzák meg a különböző halfajok által preferált zónákat. Mindezek térbeli és időbeli változásai még komplexebbé teszik az értékelést tehát a feladat rendkívül nagy és összetett, és számos diszciplína összekapcsolását igényli. 2013-as TDK dolgozatomban bemutattam, hogy terepi mérések alapján hogyan lehet élőhelyes állapotértékeléseket végezni. Jelen dolgozatban továbbléptünk és a vizsgált paraméterek térbeli is időbeli változásainak hatását is vizsgálhatóvá tettük – a terepi mérésekre alapuló – számítógépes modellezés segítségével. A numerikus modellekkel tehát olyan hidrológiai állapotokhoz tartozó élőhely mezőket tudunk előállítani, amelyekre nem rendelkezünk helyszíni adatokkal. Ehhez szükséges a modell igazolása és terepi adatokkal való paraméterezése. A modellek segítségével továbbá tervezett beavatkozások élőhely szempontú hatásvizsgálatát tudjuk végrehajtani, ami a tervezési folyamathoz járulhat nagymértékben hozzá. A TDK dolgozat tárgyát ugyan nem képezte, de a kutatás logikus folytatása a morfordinamikai modell alkalmazása, amivel a jövőben várható mederváltozásokra is becslést tehetünk, ilyenformán még pontosabbá téve a hatásvizsgálatot. A bemutatott eredmények azt igazolják, hogy hazai szinten a hidromorfológiai adatelemzéseken nyugvó abiotikus állapotértékelés a kapcsolódó tudományterületekhez képest előrehaladott állapotban van, a kutatási eredmények nemzetközi szinten is megállják a helyüket.



Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet fejezem ki:

Dr. Baranya Sándornak, aki témavezetőmként végig irányította és segítette a munkámat.

Dr. Józsa János, tanszékvezető egyetemi tanárnak, amiért biztosította a modellezések megalapozásához szükséges mérések létrejöttének körülményeit, valamint hasznos elméleti jellegű tanácsaiért és ötleteiért.

Török Gergely Tihamérnek, a numerikus modellezési problémák orvosolása során nyújtott segítségéért.



8 Irodalomjegyzék

1. Aadland, L. P., Kutumen, A.: Habitat suitability criteria for stream fishes and mussels of Minnesota. Minnesota Department of Natural Resources, Division of Fish and Wildlife, Fisheries Management Section [and] Division of Ecological Services, 2006
2. BME VIT: Duna Szódliget környéki (1672-1676 fkm szelvények közötti) szakaszának természetvédelmi célú átalakítását megalapozó vizsgálatok terepi mérésekkel és számítógépes modellezéssel. DANUBEPARKS STEP 2.0 SEE/D/0165/2.3/X, 2014. július
3. Casas-Mulet, R., Alfredsen, K., García-Escudero, A., (2014) A cost-effective approach to predict dynamic variation of mesohabitats at the river scale in Norwegian systems, *International Journal of River Basin Management*, 12:2, 145-159, DOI: [10.1080/15715124.2014.917314](https://doi.org/10.1080/15715124.2014.917314)
4. Fleit Gábor: Élőhely szempontú folyószabályozás megalapozása korszerű hidromorfológiai adatelemzéssel. Tudományos Diákköri Dolgozat, 2013
5. Habersack, H., Hofbauer, S., Hauer, C.: Vegetation impacts on flood flows – evaluation of flow resistance based on a hydraulic scale model and numerical hydrodynamic modelling. BOKU
6. Habersack, H., Tritthart, M., Liedermann, M., Hauer, C.: Efficiency and uncertainties in micro and mesoscale habitat modelling in large rivers. *Hydrobiologia* (2014) 729:33-48
7. Habersack, H., Jäger, E., Hauer, C. (2013) The status of the Danube River sediment regime and morphology as a basis for future basin management, *International Journal of River Basin Management*, 11:2, 153-166, DOI: [10.1080/15715124.2013.815191](https://doi.org/10.1080/15715124.2013.815191)
8. Hauer, C., Unfer, G., Schmutz, S., Habersack, H.: Morphodynamic Effects on the Habitat of Juvenile Cyprinids (*Chondrostoma nasus*) in a Restored Austrian Lowland River. *Environmental Management* (2008) 42:279-296 DOI [10.1007/s00267-008-9118-2](https://doi.org/10.1007/s00267-008-9118-2)
9. Hauer, C., Unfer, G., Tritthart, M., Habersack, H.: Effects of stream channel morphology, transport processes and effective discharge on salmonid spawning habitats. *Earth Surf. Process. Landforms* 36, 672-685 (2011), DOI: [10.1002/es.2087](https://doi.org/10.1002/es.2087)
10. Hauer, C., Unfer, G., Tritthart, G., Formann, E., Habersack, H.: Variability of mesohabitat characteristics in riffle-pool reaches: testing an integrative evaluation concept (FGC) for MEM-application. *River Res. Applic.* 27: 403-430 (2011)



11. Hauer, C., Schober, B., Habersack, H.: Impact analysis of river morphology and roughness variability on hydropeaking based on numerical modelling. *Hydrol. Process.* 27, 2209-2224 (2013), DOI: 10.1002/hyp.9519
12. Hauer, C., Mandlbürger, G., Schober, B., Habersack, H.: Morphologically related integrative management concept for reconnecting abandoned channels based on airborne LiDar data and habitat modelling. *River Res. Applic.* 30: 537-556 (2014)
13. Hauer, H., Unfer, G., Holzapfel, P., Haimann, M., Habersack, H.: Impact of channel bar form grain size variability on estimated stranding risk of juvenile brown trout during hydropeaking. *Earth Surf. Process. Landforms* (2014), DOI: 10.1002/esp.3552
14. Olsen, Nils Reidar B.: A three-dimensional numerical model for Simulation of Sediment Movements In Water Intakes with Multiblock option – User’s Manual. June 2014
15. O’Leary, R. A.: Informed Statistical Modelling of Habitat Suitability for Rare and Threatened Species. PhD Thesis, 2008
16. Pasternack, G. B., Bounrisavong, M. K., Parikh, K. K.: Backwater control on riffle-pool hydraulics, fish habitat quality, and sediment transport regime in gravel-bed rivers. *Journal of Hydrology* (2008) 357, 125-139
17. Rosenfeld, J.: Assessing the Habitat Requirements of Stream Fishes: An Overview and Evaluation of Different Approaches. *Transactions of the American Fisheries Society* 132:953-968, 2003
18. Szalóky Zoltán, György Ágnes Irma, Csányi Béla, Tóth Balázs, Sevcsik András, Szekeres József, Erős Tibor: Elektromos kecével végzett vizsgálatok első eredményei a Duna monitorozásában. *Pisces Hungarici* 5, 2011
19. U. S. Fish and Wildlife Service: Habitat suitability models and instream flow suitability curves: pink salmon. *Biological report* 82(10.109), August 1985